Environment Canada Environnement Canada

Lake Ontario Water Chemistry Atlas

H.F.H. Dobson

SCIENTIFIC SERIES NO. 139

INLAND WATERS DIRECTORATE
NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE
CANADA CENTRE FOR INLAND WATERS
BURLINGTON, ONTARIO, 1984

(Disponible en français sur demande)

© Minister of Supply and Services Canada 1985

Cat. No. En 36-502/139E

ISBN 0 - 662 - 13810 - 4

We are on the threshold of a very major success story in environmental control, the rehabilitation of Lakes Erie and Ontario.—James P. Bruce, 1972

For my dear wife, Carmelita, and my daughters, Laura and Susan.

Contents

	Page
ABSTRACT	xii
RÉSUMÉ	xii
EXECUTIVE SUMMARY	xiii
INTRODUCTION	1
LAKE PRODUCTIVITY MANAGEMENT VIA PHOSPHORUS LOADING CONTROL	2
Spatial features plotted on spatial coordinates	2
Vertical profiles	2
The thermal bar phenomenon	3
The phenomenon of upwelling	4
Additional vertical sections	4
Water chemistry data for a mid-lake station shown in time/depth diagrams	5
Soluble reactive phosphorus time/depth diagram	5
Nitrite time/depth diagram, averages at each time and depth for the whole offshore area	5
Particulate nitrogen time/depth diagram	5
Particulate organic carbon time/depth diagram	5
Particulate carbon-to-nitrogen ratios, time/depth diagram	5
Soluble reactive silica time/depth diagram	5
Oxygen percent saturation, time/depth diagram	5
Seasonal cycles and long-term trends of nutrients and related factors	5
Temperatures: seasonal cycle	6
Soluble reactive phosphorus: seasonal cycles and trends in surface and bottom waters	6
Total phosphorus: fluctuations and trends in the offshore surface waters, 1969 to 1982	6
Remarks on external phosphorus loadings to Lake Ontario	6
Trends analysis of within-lake properties: summer-mean Secchi-depth transparencies, 1965 to 1982	7
Fluctuations and trends of total chlorophyll *a* in the offshore near-surface waters, 1967 to 1981	7
Seasonal cycles and long-term trend of nitrate + nitrite in surface and bottom waters	7
Fluctuations and trend of ammonia	7
Summary of trends of total inorganic combined nitrogen: nitrate + nitrite + ammonia	7
Particulate nitrogen: seasonal cycle and a search for a trend	8
Carbon trends: soluble reactive carbon indicated by alkalinity, and particulate organic carbon	7
Soluble reactive silica: seasonal cycles and trends in the offshore part of Lake Ontario	8
Dissolved oxygen in the main basin of Lake Ontario: seasonal cycles and a search for long-term trends in the deep consumption	8
Oxygen in the bottom water of Prince Edward Bay	9
VERTICALLY INTEGRATED SAMPLING	9

Contents (Cont.)

Page

SIGNIFICANCE AND TRENDS OF MAJOR IONS, 1906 TO 1981 9

TRACE CHEMICAL CONSTITUENTS 10

CONCLUSIONS 10

ACKNOWLEDGMENTS 11

REFERENCES 11

Tables

1. Dissolved oxygen depletion rates in the deep water of Lake Ontario in summer, 1966 to 1981 8

2. Median values of trace constituents in the offshore part of Lake Ontario in the 1970s . 10

Illustrations

Page

Figure 1. Lake Ontario, human population, 1900 to 2000 A.D. 15

Figure 2. Lake Ontario, depth contours 15

Figure 3. Temperatures versus depth at 32 stations, September 5 to 11, 1972 16

Figure 4. Soluble reactive phosphorus at a mid-lake station in 1972 17

Figure 5. Soluble reactive phosphorus at a mid-lake station in late 1972 17

Figure 6. Soluble reactive phosphorus at a mid-lake station in 1973 17

Figure 7. Total chlorophyll *a* versus depth at 32 stations, July 17 to 21, 1972 18

Figure 8. Total chlorophyll *a* versus depth at 31 stations, September 5 to 9, 1972 18

Figure 9. Nitrite versus depth at offshore stations with soundings > 100 m, August 15 to 19, 1966 19

Figure 10. Nitrite versus depth at offshore stations with soundings > 100 m, August 6 to 8, 1967 19

Figure 11. Particulate nitrogen at offshore stations with soundings > 100 m, July 17 to 21, 1972 20

Figure 12. Particulate nitrogen at offshore stations with soundings > 100 m, September 5 to 9, 1972 20

Figure 13. Dissolved oxygen deviations from solubility values versus depth at 24 offshore stations with soundings > 100 m, September 15 to 19, 1970 21

Figure 14. pH measured at 25°C versus depth at offshore stations with soundings > 100 m, September 13 to 16, 1966 21

Figure 15. Temperatures at a depth of 1 m, April 29 to May 3, 1968 22

Figure 16. Temperature at 1-m depth versus the sounding at the same station, June 19 to 23, 1972 22

Figure 17. Total chlorophyll *a* at a depth of 0 m, April 4 to 8, 1972 23

Figure 18. Total chlorophyll *a* at a depth of 0 m, May 1 to 3, 1972 23

Figure 19. Locations of the three transverse sections and consecutive station numbers in Lake Ontario, June 20 to 23, 1972 23

Figure 20. Temperatures in transverse section "A", June 20, 1972 24

Figure 21. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", June 20, 1972 24

Figure 22. Temperatures in transverse section "B", June 20 and 21, 1972 25

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 23. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", June 20 and 21, 1972 25

Figure 24. Temperatures in transverse section "C", June 22 and 23, 1972. 26

Figure 25. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", June 22 and 23, 1972 26

Figure 26. Particulate nitrogen at 1-m depth versus the sounding at the same station, May 23 to 29, 1972 27

Figure 27. Particulate nitrogen at 1-m depth versus the sounding at the same station, June 19 to 23, 1972 27

Figure 28. Soluble reactive silica at 1-m depth versus the sounding at the same station, June 19 to 23, 1972 28

Figure 29. Temperatures at a depth of 1 m, August 9 to 13, 1971 28

Figure 30. Temperatures in a transverse section from Oshawa, southward, November 16, 1971 29

Figure 31. Winds at Toronto International Airport, September 1 to 11, 1976 29

Figure 32. Temperatures at a depth of 0 m, September 7 to 11, 1976 30

Figure 33. Temperatures at a depth of 20 m, September 7 to 11, 1976. 30

Figure 34. Depth of the 10°C isothermal surface, September 7 to 11, 1976. 30

Figure 35. Average daily water temperatures at Hamilton intake, Lake Ontario, 1959 and 1960 31

Figure 36. Nitrate + nitrite at a depth of 1 m, November 15 to 19, 1971 32

Figure 37. Nitrate + nitrite in a transverse section from Oshawa, southward, November 16, 1971 32

Figure 38. Temperatures in a longitudinal section from Hamilton, eastward, August 9 to 13, 1971 33

Figure 39. Locations of the three transverse sections and consecutive station numbers in Lake Ontario, July 18 to 21, 1972 33

Figure 40. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", July 18, 1972 34

Figure 41. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", July 18 and 19, 1972 34

Figure 42. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", July 20 and 21, 1972 34

Figure 43. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", September 6, 1972. 35

Figure 44. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", September 6 and 7, 1972. 35

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 45. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", September 8 and 9, 1972. 35

Figure 46. Nitrate + nitrite in a longitudinal section from Hamilton, eastward, November 15 to 19, 1971 36

Figure 47. Soluble reactive silica in a longitudinal section from Hamilton, eastward, November 15 to 19, 1971 36

Figure 48. Soluble reactive phosphorus versus time and depth at mid-lake station "P-19" during 1972 and early 1973 37

Figure 49. Nitrite versus time and depth: mean values for the offshore area (soundings > 100 m) during 1966 37

Figure 50. Nitrite versus time and depth: mean values for the offshore area (soundings > 100 m) during 1967 38

Figure 51. Particulate nitrogen at mid-lake station "P-19" in 1972 and early 1973. 38

Figure 52. Particulate organic carbon at mid-lake station "P-19" in 1972 and early 1973 39

Figure 53. Particulate organic carbon/nitrogen ratio by weight at mid-lake station "P-19" in 1972 and early 1973 39

Figure 54. Soluble reactive silica versus time and depth at mid-lake station "P-19" during 1972 and early 1973 40

Figure 55. Dissolved oxygen versus time and depth at mid-lake station "P-19" during 1972 and early 1973. 40

Figure 56. Seasonal cycle of cruise mean surface temperatures in the offshore part (soundings > 100 m), 1966 to 1979 41

Figure 57. Soluble reactive phosphorus seasonal cycle in offshore surface waters, 1968 to 1972, observed on 27 cruises by CCIW vessels 41

Figure 58. Soluble reactive phosphorus mean values in near-surface waters at offshore stations with soundings > 100 m, on cruises of CCIW vessels, 1969 to 1982 42

Figure 59. Soluble reactive phosphorus in offshore near-surface waters during March and April, 1969 to 1983 42

Figure 60. Soluble reactive phosphorus mean values in near-bottom waters at offshore stations with soundings > 100 m, on cruises of CCIW vessels, 1969 to 1982 43

Figure 61. Total phosphorus in near-surface waters at offshore stations having soundings > 100 m, 1969 to 1982. 43

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 62. Secchi depth transparency mean values for summer (July, August and September), 1965 to 1982, in the offshore area with soundings >100 m. 44

Figure 63. Chlorophyll *a* and phaeopigments in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1967 to 1981 44

Figure 64. Total chlorophyll *a* mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1967 to 1981 45

Figure 65. Nitrate + nitrite in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1968 to 1981 45

Figure 66. Nitrate + nitrite mean values in offshore near-surface waters during March and April, 1968 to 1981 46

Figure 67. Nitrate + nitrite in offshore near-bottom waters, cruise mean values, 1969 to 1981 46

Figure 68. Ammonia in offshore near-surface waters, 1969 to 1981. 47

Figure 69. Nitrate + nitrite + ammonia, 1968 to 1982 48

Figure 70. Particulate nitrogen in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1972 to 1979 48

Figure 71. Particulate nitrogen mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1972 to 1981 48

Figure 72. Alkalinity in offshore surface water: spring overturn period; summer (August 1 to September 15); and their difference 49

Figure 73. Particulate organic carbon mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1972 to 1981 49

Figure 74. Soluble reactive silica seasonal cycle in offshore near-surface waters: cruise means and one standard deviation for 30 cruises, 1969 to 1973. 50

Figure 75. Soluble reactive silica in offshore near-surface waters; cruise mean values, 1969 to 1981 50

Figure 76. Soluble reactive silica in offshore near-bottom waters; cruise mean values, 1969 to 1981 51

Figure 77. Mean values of soluble reactive silica in offshore near-surface waters, 1968 to 1982: winter values, summer values, and their difference. 51

Figure 78. Dissolved oxygen in offshore near-surface water; 124 cruise mean values, 1966 to 1981 52

Figure 79. Oxygen percent saturation in offshore near-surface waters, 124 cruise mean values, 1966 to 1981 52

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 80. Oxygen percent saturation, cruise mean values at offshore stations (soundings > 100 m), for samples with temperatures in the range 10°C to 15°C, from 33 cruises, 1966 to 1981 52

Figure 81. Dissolved oxygen, mean values on each cruise, all years from 1966 to 1978, for samples colder than 4.00°C and not within 10 m of the lake bottom 53

Figure 82. Dissolved oxygen, mean values of near-bottom samples (within 10 m of bottom) minus mean values of other samples colder than 4.00°C, on each cruise, 1967 to 1978. 53

Figure 83. Dissolved oxygen in the deep water (samples with temperature < 4°C and not within 10 m of the bottom), 1970. 54

Figure 84. Seasonal cycle of dissolved oxygen in the bottom water of Prince Edward Bay (Lake Ontario), 1966 to 1975. 54

Figure 85. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", June 20, 1972. 55

Figure 86. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", June 20 and 21, 1972 55

Figure 87. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", June 22 and 23, 1972 56

Figure 88. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", July 18, 1972 56

Figure 89. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", July 18 and 19, 1972 57

Figure 90. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", July 20 and 21, 1972 57

Figure 91. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", September 6, 1972. 58

Figure 92. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", September 6 and 7, 1972. 58

Figure 93. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", September 8 and 9, 1972. 59

Figure 94. Trends in the concentrations of seven major ions, Lake Ontario, 1906 to 1981 59

Abstract

This atlas contains a broad assessment of the results of phosphorus loading reduction in Lake Ontario in the 1970s, including the in-lake phosphorus concentration reduction. It also describes trends of other indicators of recovery from eutrophication. The summer Secchi depths and summer oxygen depletion rates were fairly stable in the 1970s, whereas they would have worsened without phosphorus control. Particulate organic carbon in offshore surface waters during August/September declined steadily by 20% from 1975 to 1981.

Also illustrated are the chemical/biological aspects of the springtime thermal bar, and lakewide upwelling/downwelling in response to winds in summer. In July 1972, there was a prominent lakewide chlorophyll maximum at a depth of about 10 m. The springtime diatom crop was located near the lake bottom in summer, as indicated by abundant particulate organic matter and near-bottom release of soluble reactive silica. March/April nitrate + nitrite had steadily increasing values, from 215 μg N/L in 1968 to 340 μg N/L in 1981. There was a residual level of nitrate + nitrite in surface waters during late summer in the later years, amounting to about 100 μg N/L, which, along with decreased phosphorus and increased N:P ratios, means that troublesome blue-green algal blooms and scums will not occur.

In summary, the phosphorus control program and a fortuitous increase of soluble reactive nitrogen have resulted in very good metabolic conditions in Lake Ontario, with moderate phosphorus and plankton content, prevention of troublesome plankton blooms, and excellent oxygen conditions. It is strongly recommended that the phosphorus loading control program for Lake Ontario and upstream Lake Erie be continued, to maintain the presently ideal trophic conditions in Lake Ontario.

Résumé

Cet atlas contient une évaluation fédérale des résultats de la réduction des apports de phosphore dans le lac Ontario au cours des années 1970, y compris la diminution de la concentration du phosphore dans le lac. Il décrit aussi les tendances relatives à d'autres indicateurs de la déseutrophisation. La transparence, mesurée par la profondeur au disque de Secchi, et le taux d'appauvrissement en oxygène en été sont demeurés assez stables au cours des années 1970; la situation aurait empiré si aucune mesure n'avait été prise pour lutter contre le phosphore. La concentration du carbone organique particulaire dans les eaux de surface au large en août et septembre a diminué de façon continue de 20 % de 1975 à 1981.

Sont également présentés les aspects chimiques et biologiques de la stratification thermique au printemps et des remontées et descentes d'eau à la grandeur du lac sous l'action des vents en été. En juillet 1972, un maximum notable de la concentration de la chlorophylle a été observé à une profondeur d'environ 10 m dans tout le lac. Les diatomées produites au printemps se trouvaient près du fond du lac en été, comme l'indiquaient l'abondance des matières organiques particulaires et la libération près du fond de silice réactive soluble. La concentration des nitrates et nitrites en mars et avril a augmenté de façon continue : elle est passée de 215 μg N/L en 1968 à 340 μg N/L en 1981. On a observé une concentration résiduelle des nitrates et nitrites dans les eaux de surface à la fin de l'été dans les dernières années (environ 100 μg N/L). Compte tenu d'une diminution du phosphore et d'une augmentation des rapports N:P, cela signifie qu'il n'y aura pas d'écumes ni de poussées de cyanophytes nuisibles.

En résumé, grâce au programme de lutte contre le phosphore et à une augmentation opportune de l'azote soluble réactif, le lac Ontario présente de très bonnes conditions métaboliques, et plus précisément des teneurs modérées en phosphore et en plancton, les poussées planctoniques ont été freinées, et les conditions en ce qui concerne l'oxygène ont été rendues excellentes. On recommande fortement la poursuite du programme dans le lac Ontario, ainsi que dans le lac Érié en amont, afin de maintenir des conditions trophiques idéales dans le lac Ontario.

Executive Summary

Lake Ontario has been observed by analytical chemistry methods since 1966. The resulting data are, in large part, illustrated and interpreted in this atlas. Three structural features, thermal bar (spring), intermittent upwelling (summer), and a sub-surface chlorophyll maximum (July), required a detailed sampling program for trophic assessment.

The lake's recent recovery from eutrophication is a major success story in environmental control. Phosphorus levels in the lake are now near the desired level for control. Among four trophic indicators, only particulate organic carbon showed a decline like phosphorus, perhaps because zooplankton biomass was significant. Increased nitrogen-to-phosphorus ratios, caused by excess nitrate and decreased phosphorus, will probably prevent the occurrence of noxious blue-green algal types in the lake. The governments and the public can be satisfied with their choice of controlling phosphorus loadings, and control should definitely continue while the human population is still increasing.

Lake Ontario Water Chemistry Atlas

H.F.H. Dobson

INTRODUCTION

Lake Ontario is located at the downstream end of the Great Lakes chain and receives the waters of Lake Erie as well as the runoff from its own basin. The increasing population (Fig. 1) uses Lake Ontario water for drinking water supply, industry, fishing and recreation. In recent decades the quality of the waters of Lake Ontario has deteriorated as a result of increased human usage. During the 1960s and 1970s, the main perceived and visible problem was an accelerated eutrophication, with an abundance of pelagic phytoplankton, and beaches fouled by the shore alga *Cladophora*. Eutrophication came under some control in the late 1970s. The continuing remedial measure of phosphorus loading reduction and adjustment to an ideal value was initiated by an early shift to household detergents low in phosphorus, followed by phosphorus removal at municipal sewage treatment facilities. As will be shown, these phosphorus loading control measures are producing the desired eutrophication status of Lake Ontario in the 1980s. The related scientific information on nutrients in the main basin of Lake Ontario forms the major part of this atlas.

Although phosphorus loading control has been successful with the ensuing adjustment of Lake Ontario's basic productivity, a new problem must now be faced: the contamination of fish, especially large fish, and perhaps also of drinking water, with trace chemical compounds, introduced by industries, agriculture, and even drinking water treatment. This contamination has recently been studied with the sensitive instruments of modern analytical chemistry (Allan *et al.*, 1983). Except for some trace metal data, the trace poisons in Lake Ontario's waters and biota are not considered here.

This atlas is about nutrients. Similar atlases for Lake Ontario have been published, but with different, more limited data bases. The present atlas gives a broad graphical representation of the lake's structure (spatial and temporal features) and trends. An atlas of the Canadian nearshore waters in springtime was recently published by the Province of Ontario (Ontario Ministry of the Environment, 1980). The present atlas differs by dealing with the whole lake throughout several years. An atlas by E.R. Allen (1977) considered some of the scientific literature on the lake but did not attempt to display a new and large data base as does this publication.

Lake-wide measurements of water quality of Lake Ontario, with emphasis on plant nutrients, phytoplankton abundance and dissolved oxygen, have been conducted since 1966 by the Canada Centre for Inland Waters (CCIW), which is situated at the west end of Lake Ontario, inside Hamilton Harbour, at Burlington. Among many other functions, CCIW uses oceanographic ships to carry out water quality surveys of the main basin and the northeast outlet area of Lake Ontario, at approximately one-month intervals (Kwiatkowski and Neilson, 1983). The present atlas displays a large part of the data from those surveys, in various plots, and interprets the distributions in a descriptive text. Graphs and text together form a new chemical geography of Lake Ontario.

Data from the surveys are stored in vaults and in a computer system at CCIW in Burlington. Distinct methodologies for a measured parameter are given a special code number, and there is a manual listing the methods for all code numbers (CCIW, 1982). The analytical team has made an ongoing effort towards accuracy, precision and consistency of data. Data found to be inaccurate have been discarded and do not appear in the files. Occasional high outliers may appear, sometimes owing to a keypunching error. Cruise mean values for each Lake Ontario water mass, shown later in this atlas, have therefore been subjected to trimming of gross outliers.

The following papers describe the CCIW analytical methods: Chawla and Traversy (1968); Traversy (1971); Philbert (1973); Philbert and Traversy (1973); Strachan (1973); Carew and Williams (1975); Philbert *et al.* (1975); Environment Canada (1983). This laboratory performed well in the ongoing interlaboratory analytical quality control program of the Great Lakes region (Aspila *et al.*, 1983).

For data development, the long-term set of observations of Lake Ontario's water quality was available in two forms: digital data listings by cruise, station and depth in "report" format, and the same information for all cruises

in the main CCIW computer. The graphs containing individual values were plotted by hand; contouring was also done by hand. But to establish seasonal cycles and long-term trends, mostly the mean values on each cruise for particular shallow or deep offshore (soundings > 100 m) water masses were used. These were trimmed mean values, computed automatically and then plotted manually. The output of the averaging program lists several other factors, such as standard deviation, number of values, the effect of trimming outliers, associated mean temperature, and the mean date of the data subset. All this would be a valuable foundation for limnological modelling research which might be stimulated by the data-displays of this atlas.

Lake Ontario is large (Fig. 2), with a length of 309 km (192 statute miles), a mean width of 60 km (37 statute miles), and a mean depth of 86 m (280 ft). The ratio of its length to mean depth is 3600:1. Let us now plunge into this lake, or rather, small ocean, and find out its chemical distributions.

LAKE PRODUCTIVITY MANAGEMENT VIA PHOSPHORUS LOADING CONTROL

Spatial Features Plotted on Spatial Coordinates

Vertical Profiles

Vertical profiles of concentration versus depth indicate the stratification or vertical structure of the lake in a simple way. Biochemical stratification develops in a temperate lake in spring and summer in the presence of thermal stratification. Stratification disappears when there is strong vertical mixing to the lake bottom, which occurs in this lake in December/January and May/June.

Water Temperature Profiles

A thermocline, with continuous density change with depth, can be tilted by the wind stress and can develop wave action within itself. The waves have signatures in the form of fine structure in the vertical profile.

Samples collected at a few discrete depths through a thermocline tend to miss the fine structure of the water chemistry profiles. The investigator must often be satisfied with a modest sampling effort in order to have a sufficiently small number of chemical analyses on each survey.

Figure 3 contains data for Lake Ontario's temperatures at 32 stations and at different depths for September 1972. At depths from 10 to 40 m, the temperatures were variable at each depth across the lake. Above about 10 m, there was a mixed surface layer from wind or from cooling. Below 50 m, temperatures were near 4°C.

Soluble Reactive Phosphorus Profiles

Figures 4, 5 and 6 show the vertical profiles of soluble reactive phosphorus at a mid-lake station at different times during 1972 and 1973. This fraction of dissolved phosphorus is the one most readily used for algal growth. The most homogeneous profiles were those of May and June (Fig. 4), at a time of year when the entire water column, at this mid-lake station, was overturning or convecting while being warmed at the surface from 3°C to 4°C. Later, during summer, the surface mixed layer became depleted of this fraction of phosphorus (Figs. 4 and 5). In mid-winter, some deep stratification occurred (Fig. 6).

Total Chlorophyll *a* Profiles

There was a wide range of chlorophyll values in the upper 25 m of Lake Ontario in summer (Figs. 7 and 8). In July 1972, the highest values were at a depth of about 10 m (Fig. 7); in September 1972, the highest values were at the lake surface (Fig. 8). Such a large range of values requires that synoptic spatial distributions be shown for the upper waters, which is done later in this atlas. Due to this large variability, year-to-year changes and long-term trends of the phytoplankton abundance in Lake Ontario will be difficult to discern.

Nitrite Profiles

Nitrite can be produced by bacteria as an intermediate stage of nitrification or denitrification; nitrite can also be excreted by phytoplankton. Nitrite was measured on the earliest surveys of Lake Ontario. A nitrite maximum of about 15 μg N/L, at depths near 30 m below the lake surface, occurred in August 1966 and August 1967 (Figs. 9 and 10).

Particulate Nitrogen Profiles

Vertical profiles of particulate nitrogen in July 1972 and September 1972 (Figs. 11 and 12) are similar to the corresponding profiles of chlorophyll (Figs. 7 and 8).

Vertical Profile of Dissolved Oxygen in September

The solubility of oxygen in the water at the surface of Lake Ontario varies with the water temperature, as follows:

°C	mg O_2/L
0.0	14.4
5.0	12.6
10.0	11.2
15.0	10.0
20.0	9.0
25.0	8.2

Usually, the deviation from atmospheric equilibrium is quantified by the oxygen percent saturation value:

$$\frac{\text{Observed mg } O_2/L}{\text{Solubility (mg } O_2/L) \text{ at same temperature}} \times 100\%$$

Another way to show departure from air-equilibrium values is to give the absolute deviations from those values: observed O_2 (mg/L) *minus* the solubility value (mg O_2/L) at the same temperature.

The vertical distribution of oxygen deviations at offshore stations in mid-September 1970 (Fig.13) shows small positive deviations at the surface, a minimum with negative deviations at about 30 m, a broad maximum with slightly negative deviations from 50 to 100 m, and below that, scattered deviations averaging about 2 mg O_2/L, or 11 mg/L oxygen concentration in 4°C water, the solubility value of which is 13 mg/L. Adverse effects on fishes occur below 6 or 4 mg O_2/L (Davis, 1975). Therefore Lake Ontario's main basin oxygen levels are satisfactory.

Vertical Profile of pH

In Lake Ontario during September 1966, the pH ranged from 7.8 to 8.6, deep values averaged 8.1, and surface values averaged about 8.4 (Fig.14). These are similar to oceanic values. In Central Lake Erie bottom waters, the pH goes down to about 7.2 in late summer, accompanying the increase in carbon dioxide when dissolved oxygen is nearly entirely depleted. Further study is required to ascertain whether pH values in the Great Lakes, for example in Lake Superior, are slightly depressed by "acid rain."

The Thermal Bar Phenomenon

Freshwater has maximum density at 4°C. In a very large lake this results in a special phenomenon during the springtime warming period. Water colder than 4°C, when warmed at the surface, circulates vertically because the warmed upper part is the heaviest. But water warmer than 4°C, warmed at the surface, develops stratification because the warmed upper part becomes more buoyant. In a very wide Great Lake in springtime, there is an offshore core of cold unstratified water convecting vertically, and a nearshore ring of warmer stratified water. At the lake surface the 4°C isotherm gradually contracts towards the deepest part of the lake, and when the entire lake surface becomes warmer than 4°C in late spring, a lake-wide thermocline forms rapidly. In Lake Ontario, the date of this transition is usually about June 20.

The thermal bar phenomenon influences nutrients and phytoplankton in the Great Lakes, mainly by affecting the light regime of the upper waters. In the nearshore stratified area, the mixing depth is small, light conditions are good, and plant production occurs. In the offshore part, the mixed surface layer has a thickness of 100 m or more, its average light conditions are poor, and the plant production per unit volume is minimal in the season preceding stratification.

The following sections contain observations made when there has been a thermal bar in Lake Ontario.

Temperature and Total Chlorophyll *a*

On May 1, 1968, the water warmer than 4°C was discontinuous along the shores of Lake Ontario, and most of the lake surface was still below 4°C (Fig. 15).

On June 21, 1972, the thermal bar was present well offshore, where the soundings were about 160 m (Fig. 16). Shoreward of the edge of the cold convecting core, the surface temperatures were in the range of 8°C to 16°C. In the cold core the surface temperatures were near 4°C and were about to begin a rapid warming trend.

In early April and early May of 1972, the surface chlorophyll levels were about 2 μg/L in the cold core, and much higher in irregular patches along the shore (Figs. 17 and 18).

About June 22, 1972, temperatures and chlorophyll in vertical north-south sections (Fig. 19) showed the profound influence of the thermal bar on phytoplankton abundances via the light regime. The chlorophyll level of about 3 μg/L at the lake surface marks the location of the thermal bar in the sections (Figs. 20 to 25). In the westernmost section, "A", the thermocline had already spread across the entire section, but in the other two sections, farther east where Lake Ontario is the deepest, there was still a core of very low chlorophyll levels, about 2 μg/L. The northern warm layer is wider than the southern one each year because Lake Ontario's deepest areas are closer to the south shore. The thermal bar tends to match a particular bottom-depth-contour, at any one time in spring, as the thermal bar migrates offshore.

Particulate Nitrogen: Inshore-Offshore Differences

Particulate nitrogen at 1-m depth versus the sounding (used as an indicator of distance from shore) is illustrated in Figures 26 and 27, for May 26 and June 21, 1972. In Figure 27, the lower values in the extreme nearshore locations may be the result of edge effects such as increased vertical mixing or upwelling.

Soluble Reactive Silica

Soluble reactive nutrients become depleted in spring in surface waters shoreward of the thermal bar, but remain abundant in the cold core offshore (e.g., Fig. 28, soluble reactive silica on June 21, 1972). This agrees logically with the knowledge that in springtime, only the nearshore part produces abundant phytoplankton.

The Phenomenon of Upwelling

Temperature Distributions During Upwelling

The thermocline of a lake in summer can be tilted by the wind stress. The thermocline is pushed down to leeward and up to windward. In an extreme case, the coldest hypolimnetic water mass can be exposed along the windward shore. In a lake as large as Lake Ontario, the cold area at the lake surface is somewhat to the left of the downstream wind direction due to the earth's rotation. Winds from the west are common over Lake Ontario, and upwelling is common in the vicinity of Toronto and Oshawa. An example is given in Figure 29.

Since in autumn the density differences associated with thermal stratification are quite small and winds are often stronger, the movements of isotherms can be large (e.g., Fig. 30).

The wind speeds and directions are, of course, highly variable. Furthermore, the stress on the water surface is proportional to the speed squared, and thus the stress is highly variable indeed. An example of summer winds during 11 days is given in Figure 31. Temperature distributions in the upper part of Lake Ontario near the end of this period are mapped in Figures 32, 33 and 34. The profound lake-wide character of this upwelling/downwelling is apparent. The transient distributions of water masses and nutrients must have the effect of causing extreme variability in the growth of phytoplankton.

Although most of this atlas deals with the offshore part of Lake Ontario, in the context of upwelling it is appropriate to show the extreme effect at the shore. Variations of water temperatures at the Hamilton Water Intake in 1959 and 1960 (Fig. 35) showed that the upwelling episodes were different each year and could not be forecasted because the winds cannot be forecasted.

Soluble Reactive Nutrient Redistribution by Upwelling

Lake-wide distributions of soluble reactive nutrients in Lake Ontario are strongly influenced by the surface winds (Figs. 36 and 37). Therefore an extremum along the shore may be due either to a shore discharge (e.g., Fig. 36, low nitrate + nitrite values of the Niagara River plume) or to upwelling (Fig. 36, high nitrate + nitrite near Toronto, not due to discharges from the city).

Additional Vertical Sections

A Longitudinal Temperature Section in Summer

A typical vertical, longitudinal section showing temperatures in summer from August 9 to 13, 1971 (Fig. 38) indicates that the mixed surface layer and the thermocline are shallow features in Lake Ontario in summer. Each summer there is a large water mass with temperatures near 3.8°C below a depth of about 50 m.

Transverse Sections of Total Chlorophyll *a* in Summer

The subsurface vertical structure of chlorophyll in Lake Ontario was observed on the 1972 cruises only. Chlorophyll distributions in three vertical sections, about July 19, 1972, show irregular higher concentrations near a depth of about 10 m (Figs. 39 to 42).

By September 6, 1972, the chlorophyll distributions became simpler, with more uniform values in the mixed surface layer (Figs. 43, 44 and 45). In late summer (August and September), surface chlorophyll values alone became more representative of the upper waters. This will be considered later in the search for long-term trends, using surface values available from surveys of 1971 and earlier, together with integrated 0 to 20-m chlorophyll data available for the years 1973 and after.

Longitudinal Sections of Nitrate + Nitrite and Soluble Reactive Silica in November

A vertical, longitudinal section of nitrate + nitrite in November 1971, shows the strongest vertical gradients at a depth of about 30 to 50 m, with only slight vertical gradients near the bottom (Fig. 46). In contrast, a soluble reactive silica section for November 1971, shows the strongest vertical gradients near the bottom (Fig. 47). The seasonal cycles near the lake bottom, discussed later, give more insight into this puzzle and suggest that in the

case of silica (but not nitrate + nitrite), the deep dissolution and recycling are important.

Water Chemistry Data for a Mid-lake Station Shown in Time/Depth Diagrams

Diagrams with time-of-year on the x-axis and depth within the lake on the y-axis are a powerful way to show conditions at a single location in a lake. In these diagrams, contours of concentration are vertical when there are changes with time, and horizontal when there is strong vertical stratification.

Time-series data are available for mid-Lake Ontario during 1972 and early 1973. The station is designated "P-19". The sounding there is about 180 m.

Soluble Reactive Phosphorus Time/Depth Diagram

In a time/depth diagram of soluble reactive phosphorus at station "P-19" (Fig. 48), the mixed surface layer shows as a phosphate-depleted layer in the upper 20 m in July, August and September. In the offshore area, only the upper layer of summer has phosphate-limited plankton content. At all other times and depths at this location there is excess phosphate and therefore potential for algal stocks to increase.

In summer at "P-19", there are sometimes extremely high soluble reactive phosphorus concentrations near the bottom. These transient events could be local releases in deep water or from the mud-water interface, or they could be intrusions of high phosphate water from the deeper area farther east, caused by horizontal currents in the deep water in response to surface wind stress.

Nitrite Time/Depth Diagram, Averages at Each Time and Depth for the Whole Offshore Area

In Lake Ontario during August 1966 and 1967, there was a nitrite maximum layer at depth of 30 m (Figs. 49 and 50). The phenomenon was widespread; the values on these particular diagrams are averages at each depth for the whole offshore area.

Particulate Nitrogen Time/Depth Diagram

The time/depth diagram for mid-Lake Ontario for particulate nitrogen (Fig. 51) shows plankton the most abundant in the near-surface waters in summer. Other times and other depths had low values of 20 to 30 μg N/L, except for some transient higher levels near the lake bottom, which was probably the spring growth of diatoms, settling out to the bottom in summer (see also Munawar and Nauwerck, 1971; Sandilands and Mudroch, 1983).

Particulate Organic Carbon Time/Depth Diagram

The time/depth plot of particulate organic carbon at station "P-19" (Fig. 52) shows the same principal features as particulate nitrogen, with the highest concentrations in surface waters in summer as well as accumulations near the bottom in summer.

Particulate Carbon-to-Nitrogen Ratios, Time/Depth Diagram

Low ratios of particulate carbon-to-nitrogen in lake waters indicate particulate matter with high nitrogen and protein content. High ratios indicate particulates that are aged or partially digested (Russell-Hunter, 1970). The particulate carbon to nitrogen ratios in a time/depth plane at "P-19" (Fig. 53) show high values near the bottom in September and October. Perhaps this is caused by the aging diatom crop of the preceding spring in the process of sedimentation.

Soluble Reactive Silica Time/Depth Diagram

The plot of soluble reactive silica at "P-19" in 1972 and 1973 (Fig. 54) shows depletion in the warm surface layer of summer. This depletion of silica could cause diatoms to be replaced by other algal groups in offshore surface waters in summer (see also Munawar and Nauwerck, 1971; Schelske and Stoermer, 1971). The highest values of soluble reactive silica occurred at the lake bottom in summer and early autumn. The high values may have been from dissolution of diatom frustules in the process of sedimentation (Sandilands and Mudroch, 1983).

Oxygen Percent Saturation, Time/Depth Diagram

Oxygen percent saturation values at "P-19" during 1972/73 (Fig. 55) indicate that mid-Lake Ontario had excellent and high dissolved oxygen values. Surface waters were supersaturated, especially during July. There was a slight minimum layer at thermocline depth during September, and values near 90% at the lake bottom in September. Other times and depths at this mid-lake station had values in the range of 90% to 105% saturation, which shows dominance of the process of physical equilibration with air at the lake surface.

Seasonal Cycles and Long-Term Trends of Nutrients and Related Factors

Seasonal cycles and long-term trends are best considered together. Trends must be studied in the context

of seasonal cycles, the latter being strong oscillations which, if not considered, might hide the long-term trends.

The offshore part of Lake Ontario has been selected for the cycles-and-trends study. The nearshore part of the lake would be more influenced by upwelling episodes and variable plumes. Moreover, it was undersampled in the time-domain in the monthly CCIW surveys. The data resulting from such undersampling show apparent fluctuations that are erroneous. The problem, called aliasing, has been explained by Pickard (1963).

Temperatures: Seasonal Cycle

The seasonal cycle of surface temperatures (unweighted cruise mean surface temperatures for the area where the soundings are greater than 100 m; Fig. 56) indicates extremely delayed warming of the offshore area in springtime. The critical 4°C temperature level is reached near June 1, followed by rapid warming to 17°C during June. In this offshore zone, summer can be defined as the period of warmest surface temperatures: July, August and September. Limnological autumn can be taken to be the period of cooling down to 4°C: October, November and December. Winter can be considered as the period of further cooling: January, February and March. The coldest cruise mean temperature in this data set was 0.5°C; the offshore area of Lake Ontario is usually free from ice in winter. April and May may be called "early spring" or the slow warming period, and June, with rapid warming, may be called "late spring." Warming of the offshore part is slow in early spring because warming at the surface, still below 4°C, is accompanied by convection and warming at all the deeper depths too.

Soluble Reactive Phosphorus: Seasonal Cycles and Trends in Surface and Bottom Waters

This section deals with changes in soluble reactive phosphorus in Lake Ontario during the last decade. These changes were caused by reduction in the external loading of phosphorus to the lake in the same period.

The seasonal cycle of soluble reactive phosphorus in offshore near-surface waters (Fig. 57) indicates nearly complete depletion during the summer period only, owing to plankton growth. Phosphorus-limited plankton stocks would occur only in summer in this part of Lake Ontario. Long-term trends of soluble reactive phosphorus could best be studied by comparing winter or early spring concentrations in different years. Long-term trends of plankton stock indicators could best be studied only in the summer period in this part of the lake (but also in spring in the nearshore part where surface warming occurs earlier).

All cruise mean values of soluble reactive phosphorus from 1969 to 1982 in the offshore zone are plotted in Figure 58 (surface values) and Figure 60 (bottom values). March/April surface values (Fig. 59) peaked in 1973, followed by declining values to 1981-1983, when values were close to an appropriate goal of 6 μg P/L (0.6 times the total phosphorus goal of 10 μg P/L, based on the average ratio of soluble reactive phosphorus to total phosphorus in March/April in the early 1970s).

Total Phosphorus: Fluctuations and Trends in the Offshore Surface Waters, 1969 to 1982

Cruise mean values of total phosphorus in unfiltered samples and unweighted annual mean values of total phosphorus (Fig. 61) show considerable variability within each year. They declined after 1973 to values just above the goal of 10 μg P/L in March/April, which was proposed in the Great Lakes Research Advisory Board Annual Report (1978).

Remarks on External Phosphorus Loadings to Lake Ontario

Modern lake science holds that plankton populations in a lake respond to influxes of the nutrient that happens to be in shortest supply relative to the needs of the plankton. Often, the stock-limiting nutrient is phosphorus. Sometimes, it is nitrogen. Elsewhere, some new evidence confirming phosphorus limitation of plankton stocks in Lake Ontario will be presented (Dobson, 1984, in preparation).

The recent history of the external phosphorus loading gives a clue to likely trends in the lake's plankton abundance. Also, knowledge of the magnitudes of various components of the external loading at the onset of control programs provides insight into phosphorus-loading manageability.

Chapra (1977) published a reconstruction of external phosphorus loadings to Lake Ontario in the period 1800 to 1970. In 1970, about one half of the total loading was potentially controllable. The controllable fractions were those from detergents and from human wastes within the Lake Ontario basin, and some portion of the influx from Lake Erie if that lake were managed too.

Chapra (1980) showed that phosphorus loadings to Lake Ontario peaked in about 1972, declining thereafter by about 40% by 1978. (The external total phosphorus loading to Lake Ontario is difficult to measure, as indicated by disagreement between different estimates shown by Chapra [1980].)

The steady-state phosphorus "calibration curves" for Lake Ontario, according to a number of different

workers, were published together in Chapra (1980). This is the within-lake concentration of total phosphorus versus the external phosphorus loading. The curve permits the estimation of the required external loading for any chosen concentration of total phosphorus within the lake. Theory to solve this relationship must account for sedimentation of planktonic phosphorus. The curves suggest that for Lake Ontario, a within-lake concentration of 10 μg P/L in March/April requires an external loading of about 6000 metric tons of phosphorus per year. The work of Chapra (1977) suggests that such a loading could be achieved at present population levels, given stringent controls of phosphorus in detergents and sewage outfalls, if such controls were applied in the Lake Erie basin as well as the Lake Ontario basin. Depending on future trends of population and technology, the phosphorus loading might rise again in future decades, despite control efforts.

Trend Analysis of Within-Lake Properties: Summer-Mean Secchi-Depth Transparencies, 1965 to 1982

The transparency of Lake Ontario's near-surface waters is probably influenced by the phytoplankton and, to an unknown extent, by suspensions of calcium carbonate precipitates induced by algal metabolism each spring and summer (Strong and Eadie, 1978). Recent limnological papers have emphasized that transparency is influenced by particle size (Lorenzen *et al.*, 1980) and zooplankton abundance (Edmondson and Litt, 1982).

In the offshore area of Lake Ontario, the summer mean Secchi depths were 3.8 m in 1965, 2.1 m in 1971 and 1972, 3.4 m in 1977, and 2.2 m in 1982 (Fig. 62). The conclusion must be drawn that transparency in summer has not followed the trend of March/April soluble reactive phosphorus (Fig. 59). However, the lake in summer would probably have been much less transparent than 2.2 m in 1982 without the phosphorus control program.

Fluctuations and Trends of Total Chlorophyll a in the Offshore Near-Surface Waters, 1967 to 1981

In the CCIW water quality surveys of Lake Ontario, the sampling scheme for particulate organic matter shifted from 1-m samples before 1972, to a number of discrete depths in 1972, and then to integrated 0 to 20-m samples in 1974 and thereafter. The changes in sampling strategy complicate the comparison of early and more recent chlorophyll values. Comparison of shallow and integrated chlorophyll data (presented later) is only possible with the data of 1972.

Cruise mean chlorophyll values over all the years of observation, for near-surface offshore waters (Fig. 63), had great seasonal variability with highest values in summer. Phaeopigments (degraded or inactive chlorophyll) were small fractions of the total chlorophyll.

For chlorophyll trend analysis, August and September in different years were compared (Fig. 64). July was avoided because of its extreme vertical stratification of chlorophyll, already shown (e.g., Fig. 41). The August/September mean values of 1967 to 1981 had only random fluctuations; thus there was no resolved trend. Chlorophyll values may have been too variable in the upper offshore waters each summer for any trend to be discerned.

Seasonal Cycles and Long-Term Trend of Nitrate + Nitrite in Surface and Bottom Waters

The sum nitrate + nitrite was measured, but nitrite was probably low. Nitrate + nitrite in Lake Ontario increased steadily from 1968 to 1981 (Figs. 65, 66 and 67). Values in surface waters in summer were very low, about 10 μg N/L, up to 1972, but in recent years there has been a residual nitrate + nitrite level of about 100 μg N/L. Nitrate + nitrite may have been co-limiting the plankton stocks in the earlier years, along with phosphorus, but in later years, excess nitrate + nitrite meant that phosphorus alone was the stock-limiting factor. Excess nitrate + nitrite in surface waters in summer will prevent the occurrence of troublesome nitrogen-fixing kinds of blue-green algae, and thus excess nitrogen together with phosphorus control measures may be considered beneficial. High phosphorus levels and medium or high nitrogen levels would make Lake Ontario over-productive of algae. Thus the phosphorus control measures should definitely be continued.

Nitrate + nitrite is increasing rapidly in the other Great Lakes, even in Lake Superior (Dobson, 1981; Bennett, 1982). Acid rain is probably a major source of nitrate to the Great Lakes (Bennett, 1982).

Near the bottom of Lake Ontario, seasonal fluctuations of nitrate + nitrite have been small (Fig. 67), whereas the fluctuations have been large in surface waters (Fig. 65).

Fluctuations and Trend of Ammonia

Ammonia data for offshore near-surface waters of Lake Ontario from 1969 to 1980 show a decline to extremely low values, below 5 μg N/L (Fig. 68). Explanations for the decline of ammonia seem to be speculative.

Summary of Trends of Total Inorganic Combined Nitrogen: Nitrate + Nitrite + Ammonia

The utilization of inorganic nitrogen (winter value minus summer value) remained fairly constant, whereas the values in winter and summer increased (Fig. 69).

Particulate Nitrogen: Seasonal Cycle and a Search for a Trend

Particulate nitrogen in offshore near-surface waters was the highest in summer (Fig.70). In recent years, the August/September mean values of particulate nitrogen in offshore near-surface waters remained fairly constant (Fig. 71). This is similar to summertime Secchi transparencies (Fig. 62) and chlorophyll in late summer (Fig. 64), but dissimilar to the declining values of soluble reactive phosphorus in March/April (Fig. 59). This enigma disturbs our belief that phosphorus might have controlled all of Lake Ontario's plankton stock indicators in a simple, direct manner.

Carbon Trends: Soluble Reactive Carbon Indicated by Alkalinity, and Particulate Organic Carbon

Alkalinity, mostly bicarbonate ion in Lake Ontario, was depleted only slightly in summer, relative to March/April (Fig. 72). In a measurement of alkalinity (a titration with strong acid), 1 mg $CaCO_3$/L is equivalent to 240 μg C/L as bicarbonate. Thus the levels of soluble reactive carbon in Lake Ontario are about 90 mg $CaCO_3$/L, which equals 90 × 240, or 22 000 μg C/L. With such an abundance of bicarbonate, the element carbon could not be limiting the plankton stocks in the lake.

Particulate organic carbon in the offshore upper waters in August/September declined steadily from 1975 to 1981, with a 20% reduction occurring (Fig. 73). Among the four plankton indicators–Secchi, chlorophyll, particulate nitrogen, particulate organic carbon–only carbon has responded like phosphorus. Perhaps zooplankton have contributed significantly to these particulate organic carbon values.

Soluble Reactive Silica: Seasonal Cycles and Trends in the Offshore Part of Lake Ontario

Soluble reactive silica values were low in near-surface waters in summer (Figs. 74 and 75). A silica shortage could be limiting the stocks of diatoms in summer, permitting other kinds of phytoplankton to replace diatoms in summer. Soluble reactive silica values increased in the bottom waters in summer (Fig. 76). This suggests that there was considerable internal loading, i.e., recycling, of silica: a cycle of uptake near the lake-surface, sedimentation of diatom frustules, and their dissolution near the bottom.

The March/April values in surface waters fluctuated in the years 1968 to 1982, but the August/September surface values were always low, near 100 μg SiO_2/L (Fig. 77). The external loadings of silica to Lake Ontario probably influence the species composition of the phytoplankton, but external silica loadings cannot be known except by more analytical study of tributary waters.

Dissolved Oxygen in the Main Basin of Lake Ontario: Seasonal Cycles and a Search for Long-Term Trends in the Deep Consumption

From 1966 to 1981, oxygen in the offshore upper waters followed a regular cycle in concentration values. Minimum values occurred in August and September, in the range of 9 to 11 mg/L (Fig. 78).

The seasonal cycle of oxygen concentrations, together with the cycle of surface temperatures (Fig. 56), produces a third, different cycle of the near-surface oxygen percent saturation values, with supersaturation of oxygen in June, July and August (Fig. 79)

Cruise mean values of oxygen percent saturation in offshore samples with temperatures from 10°C to 15°C, in many years, are plotted in Fig. 80. In late summer, these values were near 100% saturation, which suggests that the oxygen minimum layer found at a mid-lake station in September 1972 (Fig. 55) does not involve the whole thermocline, or might not occur every year. (See also Boyd [1980].)

"Deep water" is defined here as water colder than 4.0°C and not within 10 m of the lake bottom. The deep water in late summer from 1966 to 1978 had a mean depletion rate of about 1.0 mg/L every three months (Fig. 81).

Table 1. Dissolved Oxygen Depletion Rates in the Deep Water of Lake Ontario in Summer, 1966 to 1981

Year	Oxygen depletion rate (mg/L/3 months)
1966	0.7
1967	0.6
1968	1.3
1969	0.9
1970	0.9
1972	0.9
1974	1.0
1976	0.6
1977	0.9
1978	0.7
1979	1.4
1981	1.0
Range	0.6 to 1.4
Mean	0.9

Note: The temperature was <4°C. The measurements were not taken within 10 m of the bottom. There was no apparent long-term trend.

The cold water within 10 m of the bottom often had lower oxygen values than the deep water above it (Fig. 82). Periods with the least hypolimnetic oxygen stratification were December/January and May/June, when temperatures very close to 4°C permitted overturning to the bottom. (Here oxygen is giving insight into a physical process.)

Oxygen depletion rates in the deep water in summer/autumn were derived graphically, as in Figure 83. From 1966 to 1981, there was no apparent long-term trend of the oxygen depletion rates (Table 1).

In summary, the main basin of Lake Ontario had excellent oxygen conditions throughout the first period of its cultural eutrophication.

Oxygen in the Bottom Water of Prince Edward Bay

Prince Edward Bay is located on the west side of Lake Ontario's Northeast Outlet Region (Fig. 2). Observations of dissolved oxygen near the bottom in Prince Edward Bay showed depletion in late summer down to 4 mg/L (Fig. 84). This region has some importance for commercial fishing, and the Bay's oxygen levels have approached critical levels for fish (Davis, 1975; Great Lakes Water Quality Board and Research Advisory Board, 1977). The sensitivity to seasonal oxygen depletion in this area is due to the narrowness of its bottom water layer, owing to the Bay's shallowness. This morphometric influence on oxygen is similar to that of central Lake Erie (Charlton, 1980; Chapra and Dobson, 1981).

VERTICALLY INTEGRATED SAMPLING

In the CCIW observational data sets for particulate organic matter in Lake Ontario, three observational strategies were used: 1967 to 1971, samples from 1-m depth; 1972 only, samples from many discrete depths; and 1974 to 1982, vertically integrated samples in the interval 0 to 20 m. The detailed sampling of 1972 permits a study comparing the earlier and later strategies.

Two chlorophyll values at each station are compared: a 1-m value and a numerically integrated 0 to 20-m value derived from contoured transverse vertical sections with observations from many discrete depths. The locations of the sections are shown in Figures 19 and 39.

In the three sections near June 21, 1972, the integrated values were most often slightly lower than the 1-m values in the nearshore, with one exception, the north end of section "B" (Figs. 85 to 87).

Near July 20, 1972, integrated chlorophyll values were much lower than the 1-m values at the southernmost stations, but integrated values were much higher than 1-m values at offshore stations (Figs. 88 to 90). Near July 20, 1972, at all stations on the three sections, the grand mean integrated value was 8.9 μg/L, and the grand mean 1-m value was 3.9 μg/L.

Near September 7, 1972, integrated values were lower than 1-m values at all the stations (Figs. 91 to 93). The grand mean values were the following: integrated, 4.9 μg/L; 1 m, 6.8 μg/L.

Clearly, the earlier and later data cannot easily be compared to derive long-term trends for particulate organic matter. The most adequate sampling strategy is the one used in 1972, which reveals the vertical structure of the population of plankton, and for which the values at any depth, and numerically integrated values, can all be known.

In the Annual Report of the International Joint Commission on Great Lakes Water Quality, 1974, the following was stated: "The ultimate assessment of the effectiveness of phosphorus reduction programs must be made in terms of the changes in algal biomass in the Great Lakes." With inadequate sampling of the plankton, such changes will be poorly detected.

SIGNIFICANCE AND TRENDS OF MAJOR IONS, 1906 TO 1981

At the concentrations found in Lake Ontario, the major ions probably have a negligible influence on the abundance and species composition of the plankton, which are more likely affected by the principal limiting nutrients P, N, and Si, and perhaps microconstituents (nutrients and contaminants), in addition to the influences of grazing and physical processes. Beeton (1965) used major ions to "indicate" eutrophication, but probably there is no causative relationship.

In Lake Ontario, the small spatial variability of major ions is difficult to measure. Surface waters in summer have slightly lowered values of calcium and alkalinity. Major ions data for the period 1906 to 1966 were published in detail earlier (Dobson, 1967). In Figure 94, the mean values in different early years are from Dobson (1967), and the more recent data are late-winter mean values in offshore waters, from the CCIW data files.

Bicarbonate, magnesium and potassium have remained constant over the years, within measurement resolution

(Fig. 94). The other four major ions have increased since 1906; calcium by 30%; sulphate by 110%; chloride by 250%; and sodium by 160%. Chloride, sulphate and perhaps calcium decreased slightly in the late 1970s.

The sum of the seven major ions in Lake Ontario in 1981 was 230 mg/L. Mean seawater has a salinity of 34.7 mg/g and a density of 1.026 g/mL, giving a total salt content of 35 600 mg/L. Thus Lake Ontario in 1981 had a salt content which was 230/35 600 = 0.0065 = 0.65% of the salt content of mean seawater.

TRACE CHEMICAL CONSTITUENTS

Median values for ten elements in the offshore part of Lake Ontario in the 1970s are compiled in Table 2, with percentages of the maximum values accepted for drinking by humans, the latter taken from Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, published by the Department of National Health and Welfare (1978). Although the study of metals and organic contaminants in Lake Ontario waters, colloids and biota, and their biological effects may be very difficult, clearly more work could be done to learn their vertical distributions, seasonal cycles and levels in the biota.

CONCLUSIONS

Phosphorus levels in Lake Ontario are now (1982) almost at the target established for the Great Lakes Water Quality Agreement. This is the result of the phosphorus control program for the Lake Erie and Lake Ontario basins.

Excess nitrate + nitrite in surface waters of Lake Ontario in August and September, amounting to about 100 μg N/L, is judged to be beneficial and, along with control of phosphorus, serves to prevent noxious blue-green algal blooms.

Dissolved oxygen in the main basin of Lake Ontario remained abundant throughout the first period of the lake's cultural eutrophication during the 1970s, which indicates that future limited eutrophication of this lake, even if it occurs, will produce the problem of overabundant phytoplankton and shore-algae without endangering the oxygen regime.

Given the three points mentioned above, the open waters of Lake Ontario seem to be in healthy condition in their nutrient-related aspects. The governments and the public should be satisfied in their roles as the lake's users and caretakers, who deliberately and wisely chose to control phosphorus. However, there may be continuing growth of shore-algae (*Cladophora*) and some taste and odour problems with the drinking water which perhaps cannot be totally prevented.

Phosphorus loading controls should continue in the Lake Erie and Lake Ontario basins. The two control measures (use of household detergents low in phosphorus, and chemical precipitation of phosphorus at municipal sewage treatment plants) should continue to prevent catastrophic eutrophication from the still-rising human population. As Lake Ontario will have abundant nitrate from now on, eutrophication must definitely be suppressed via phosphorus controls.

Table 2. Median Values of Trace Constituents in the Offshore Part of Lake Ontario in the 1970s

Constituent	Median values (μg/L)		Percent of maximum value acceptable for drinking
	Dissolved	Total	
Aluminum		5.0	
Arsenic		0.7	1.4
Boron		19.0	0.4
Copper	2.6		0.3
Fluoride (1968)	120.0		8.0
Iron	1.8	10.8	4.0
Iron (acid-digested)	4.2		
Lithium	1.6		
Manganese	0.5	1.2	2.4
Strontium	180.0		
Zinc	7.6		0.15

CCIW data.

ACKNOWLEDGMENTS

A large team at the Canada Centre for Inland Waters carried out the surveys of Lake Ontario's water quality since 1966. Special thanks are due to the ships' captains and crews (Department of Fisheries and Oceans), the Technical Operations Division (National Water Research Institute), and the Water Quality Branch (Inland Waters Directorate, Ontario Region), who planned and carried out water sampling and analyses. The author would like to thank data-managers and the drafting group of the Applied Physics and Systems Division (APSD) (National Water Research Institute). The author is grateful for the masterful programming of the late Bob Gottinger of APSD, and would like to thank Wes Nagel (APSD) for many runs of the "Gottinger Program." Thanks are also due to Murray Charlton and Jan Barica for support, encouragement and critical review of this atlas, and to D.R.S. Lean for valuable advice.

REFERENCES

Allan, R.J. *et al.* 1983. The Niagara River–Lake Ontario pollution problem. J. Great Lakes Res. 9(2): 109-340.

Allen, E.R. 1977. *Lake Ontario Atlas: Chemistry.* New York State Sea Grant Institute, State University of New York, Albany, 101 pp., 91 figs.

Aspila, K.I., R.E. White and J.L. Clark. 1983. Interlaboratory quality assurance aspects of the International Joint Commission's Great Lakes monitoring programs. Paper presented at the Conference on Quality Assurance for Environmental Measurements, Boulder, Colorado, August 8-12, 1983. To appear in an ASTM Special Technical Publication.

Beeton, A.M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. Limnol. Oceanogr. 10(2): 240-254.

Bennett, E.B. 1982. The nitrifying of Lake Superior, 1880-2000. Canada Centre for Inland Waters, Bayfield Laboratory, Manuscript Rep. No. 13, 26 pp.

Boyd, J.D. 1980. Metalimnetic oxygen minima in Lake Ontario, 1972. J. Great Lake Res. 6(2): 95-100.

Carew, T.J. and D.J. Williams. 1975. Surveillance Methodology – 1974. Tech. Bull. No. 92, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ontario, 28 pp.

CCIW. 1982. STAR Dictionary of Parameter Codes and Methods. National Water Research Institute, Data Management Group, Burlington, Ontario.

Chapra, S.C. 1977. Total phosphorus model for the Great Lakes. Proc. Am. Soc. Civ. Eng., J. Environ. Eng. Div. 103(EE2): 147-161.

Chapra, S.C. 1980. Simulation of recent and projected total phosphorus trends in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 6(2): 101-112.

Chapra, S.C. and H.F.H. Dobson. 1981. Quantification of the lake trophic typologies of Naumann (surface quality) and Thienemann (oxygen) with special reference to the Great Lakes. J. Great Lakes Res., 7(2): 182-193.

Charlton, M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of productivity and morphometry effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(10): 1531-1539.

Chawla, V.K. and W.J. Traversy. 1968. Methods of analyses on Great Lakes waters. Proc. 11th Conf. on Great Lakes Res., pp. 524-530.

Davis, J.C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. J. Fish. Res. Board Can. 32(12): 2295-2332.

Department of National Health and Welfare. 1978. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, with supporting documentation. Ottawa, 816 pp.

Dobson, H.F.H. 1967. Principal ions and dissolved oxygen in Lake Ontario. Proc. 10th Conf. on Great Lakes Res., pp. 337-356.

Dobson, H.F.H. 1981. Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. W.H.O. Water Qual. Bull. 6(4): 146-151, 158, and 160.

Dobson, H.F.H. 1984. Diagnosis of nutrient limitation of plankton stocks: the "nutrient % utilization" index. In preparation.

Edmondson, W.T. and A.H. Litt. 1982. *Daphnia* in Lake Washington. Limnol. Oceanogr. 27(2): 272-293.

Environment Canada. 1983. Sampling for Water Quality. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Ottawa, 55 pp.

Great Lakes Research Advisory Board. 1978. Annual Report to the International Joint Commission, July 1978. Contains proposed goals for the phosphorus concentration and related properties in each Great Lake.

Great Lakes Water Quality Board and Research Advisory Board. 1977. Annual Report of the Water Quality Objectives Subcommittee and the Task Force on the Scientific Basis for Water Quality Criteria, June 1977. Contains recommended objectives for dissolved oxygen in Great Lakes waters, pp. 11-27.

Kwiatkowski, R.E. and M.A.T. Neilson. 1983. Lake Ontario Surveillance Data, 1968-1980. Tech. Bull. No. 126, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa, 69 pp.

Lorenzen, M.W., R.O. Megard, J.C. Settles, H.A. Boyer, W.S. Combs, W.T. Edmondson and R.E. Carlsen. 1980. Four related articles on Secchi transparency. Limnol. Oceanogr. 25(2): 371-382.

Munawar, M. and A. Nauwerck. 1971. The composition and horizontal distribution of phytoplankton in Lake Ontario during the year 1970. Proc. 14th Conf. Great Lakes Res., pp. 69-73.

Ontario Ministry of the Environment. 1980. Lake Ontario Nearshore Water Quality Atlas 1976 to 1979. Water Resources Branch.

Philbert, F.J. 1973. The effect of sample preservation by freezing prior to chemical analysis of Great Lakes waters. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., pp. 282-293.

Philbert, F.J., O. El-Kei, W.D. Blythe and T.M. Sheikh. 1975. Applicability of the Technicon AutoAnalyzer I and II systems for shipboard analysis of Great Lakes water samples. Tech. Bull. No. 93, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ontario, 10 pp.

Philbert, F.J. and W.J. Traversy. 1973. Methods of sample treatment and analysis of Great Lakes water and precipitation samples. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., pp. 294-308.

Pickard, G.L. 1963. Some trends in physical oceanography. Proc. 6th Conf. Great Lakes Res., pp. 1-8.

Russell-Hunter, W.D. 1970. *Aquatic Productivity: An Introduction to Some Basic Aspects of Biological Oceanography and Limnology.* The Macmillan Company, New York, 306 pp.

Sandilands, R.G. and A. Mudroch. 1983. Nepheloid layer in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9(2): 190-200.

Schelske, C.L. and E.F. Stoermer. 1971. Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. Science, 173:423-424.

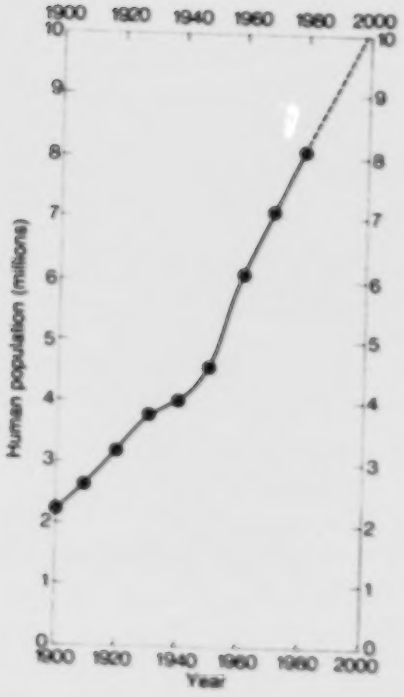
Strachan, W.M.J. 1973. A statistical examination of Great Lakes

chemical monitor data at Canada Centre for Inland Waters. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., pp. 949-957.

Strong, A.E. and B.J. Eadie. 1978. Satellite observations of calcium carbonate precipitations in the Great Lakes. Limnol. Oceanogr. 23(5): 877-887.

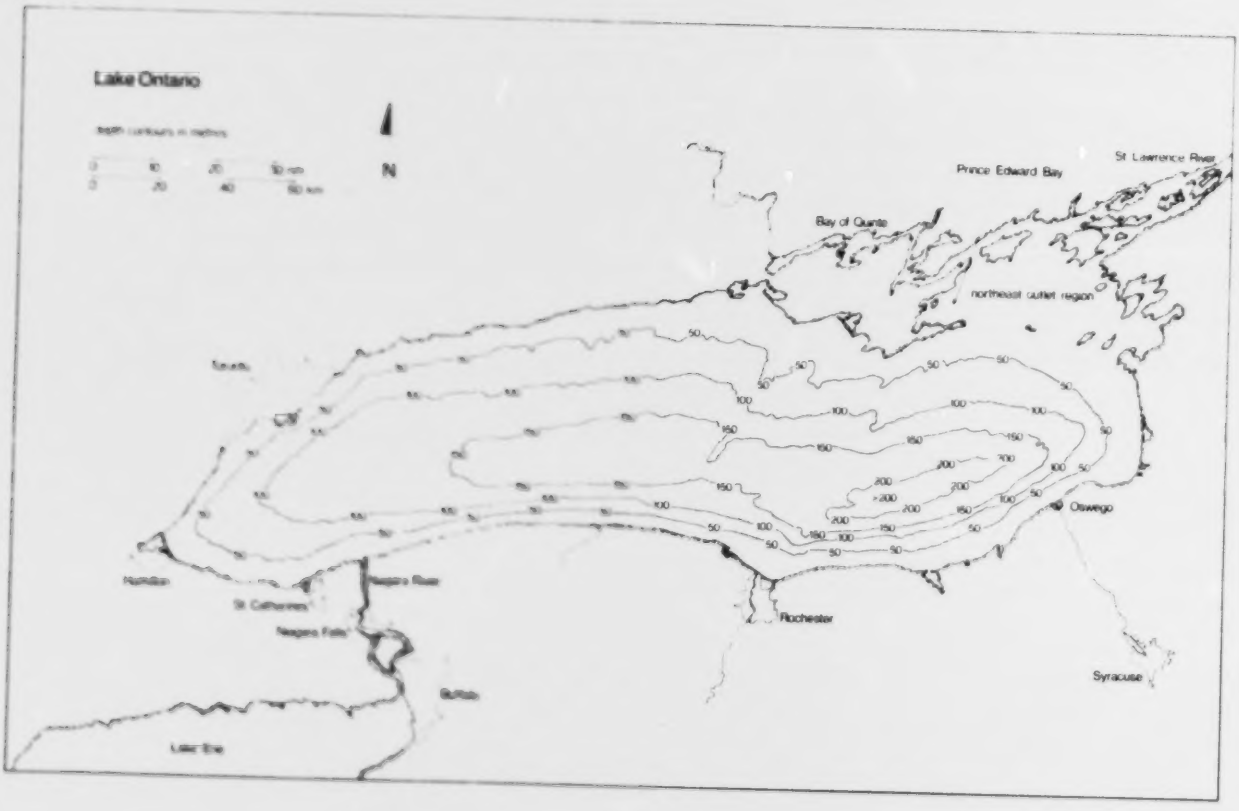
Traversy, W.J. 1971. Methods for Chemical Analysis of Waters and Wastewaters. Water Quality Division, Inland Waters Branch, Department of Fisheries and Forestry, Ottawa, 169 pp.

Figures 1 to 94



← **Figure 1.** Lake Ontario, human population, 1900 to 2000 A.D. (Lake Ontario basin and city of Buffalo).

Figure 2. Lake Ontario, depth contours in metres.
↓



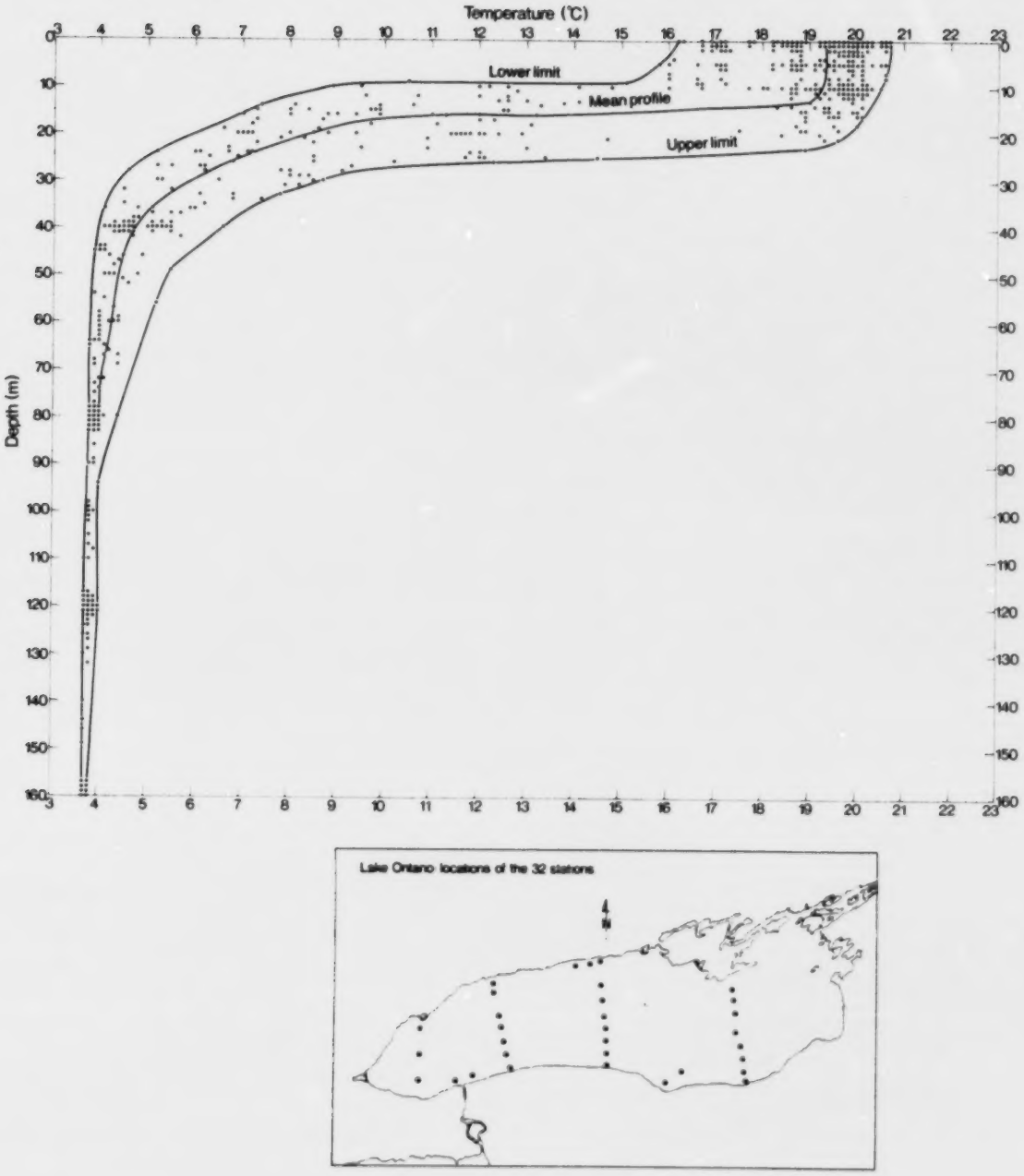


Figure 3. Temperatures versus depth at 32 stations, September 5 to 11, 1972. The *Martin Karlsen*.

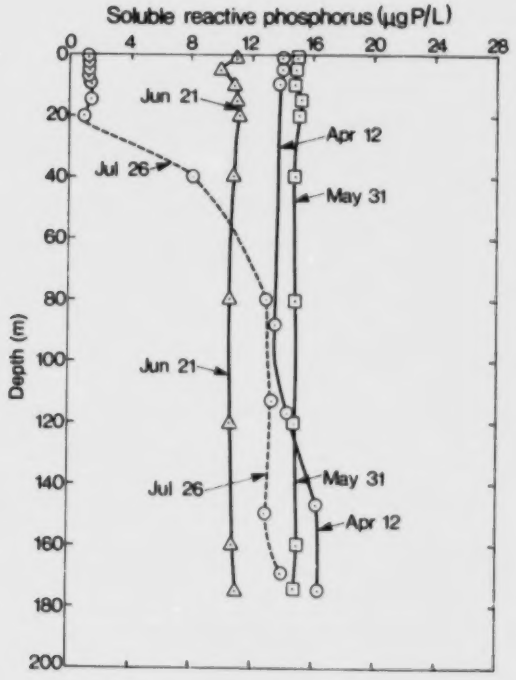


Figure 4. Soluble reactive phosphorus at a mid-lake station in 1972. The *Martin Karlsen*.

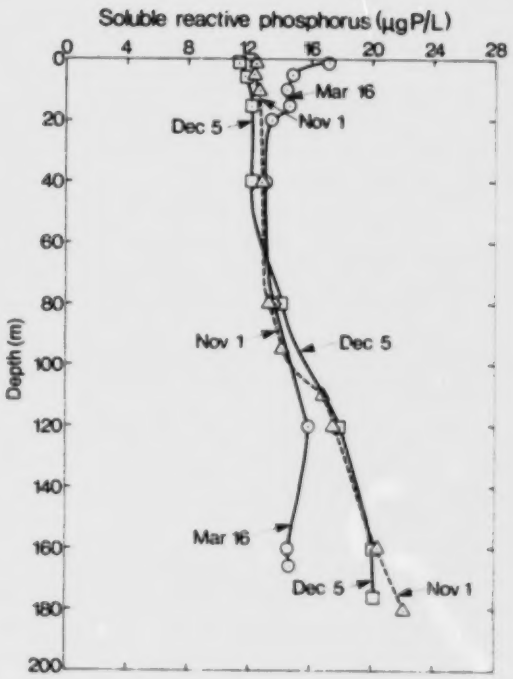


Figure 6. Soluble reactive phosphorus at a mid-lake station in 1973. The *Martin Karlsen*.

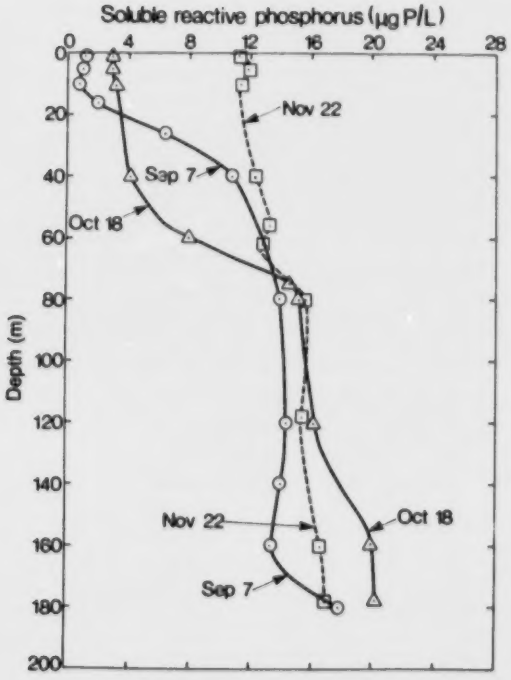


Figure 5. Soluble reactive phosphorus at a mid-lake station in late 1972. The *Martin Karlsen*.

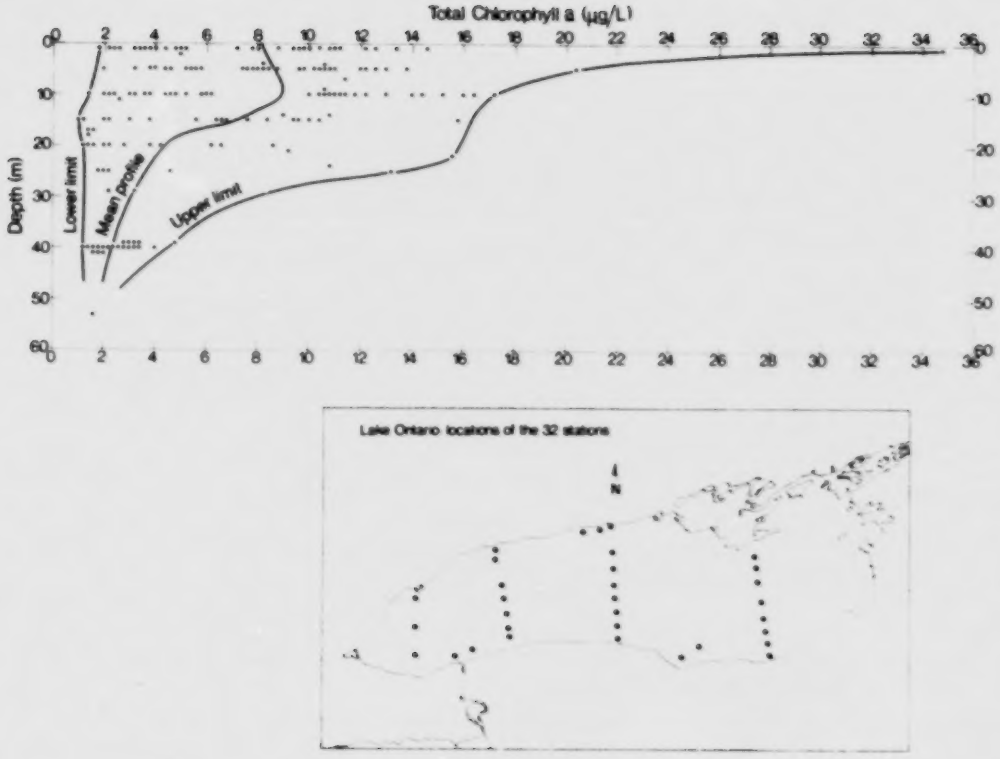


Figure 7. Total chlorophyll *a* versus depth at 32 stations, July 17 to 21, 1972. The *Martin Karlsen*.

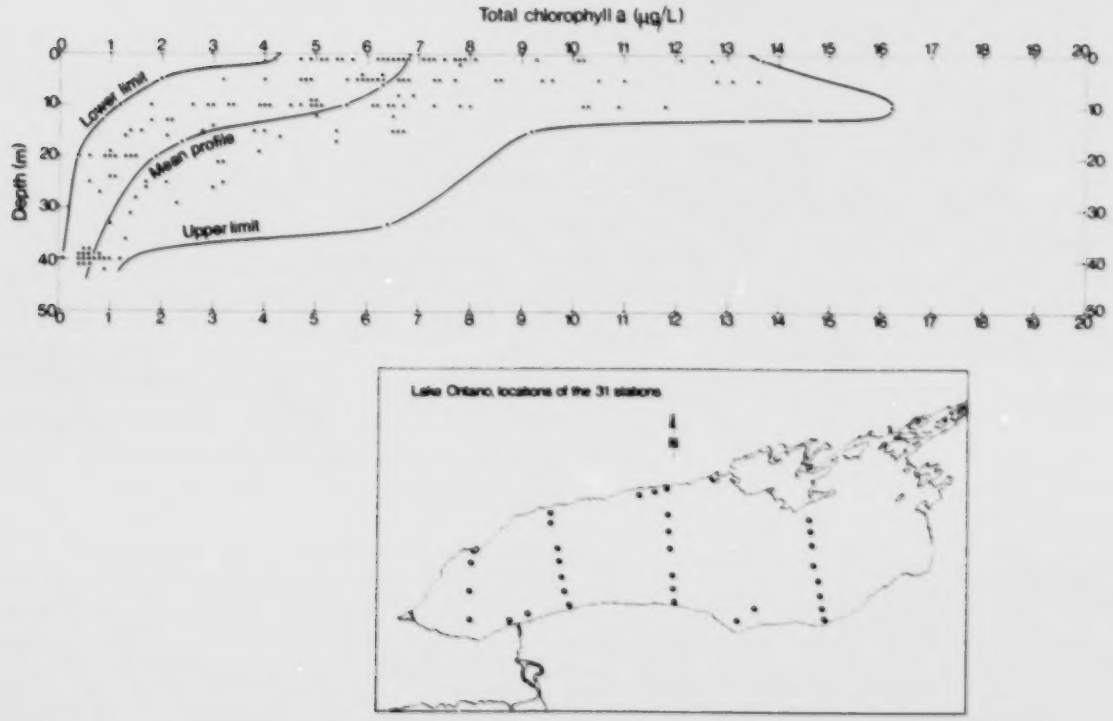


Figure 8. Total chlorophyll *a* versus depth at 31 stations, September 5 to 9, 1972. The *Martin Karlsen*.

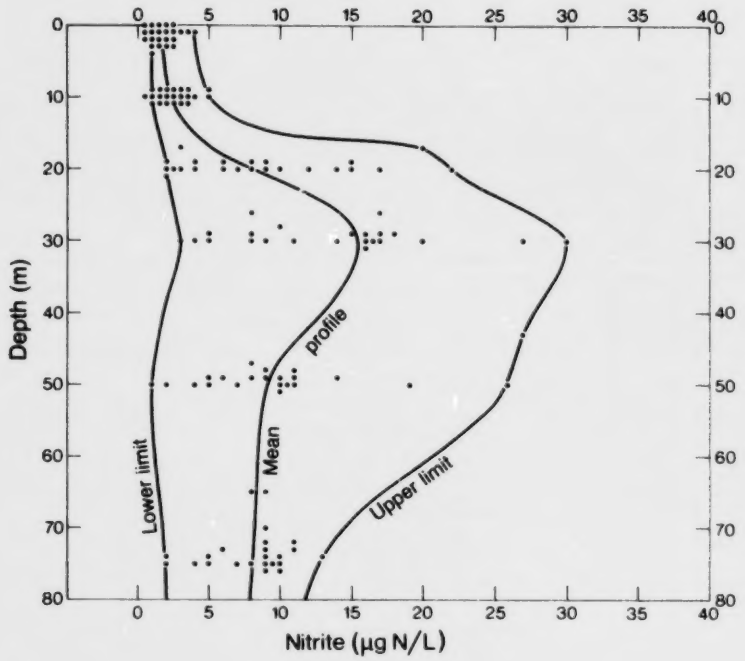


Figure 9. Nitrite versus depth at offshore stations with soundings >100 m, August 15 to 19, 1966. The *Brandal*.

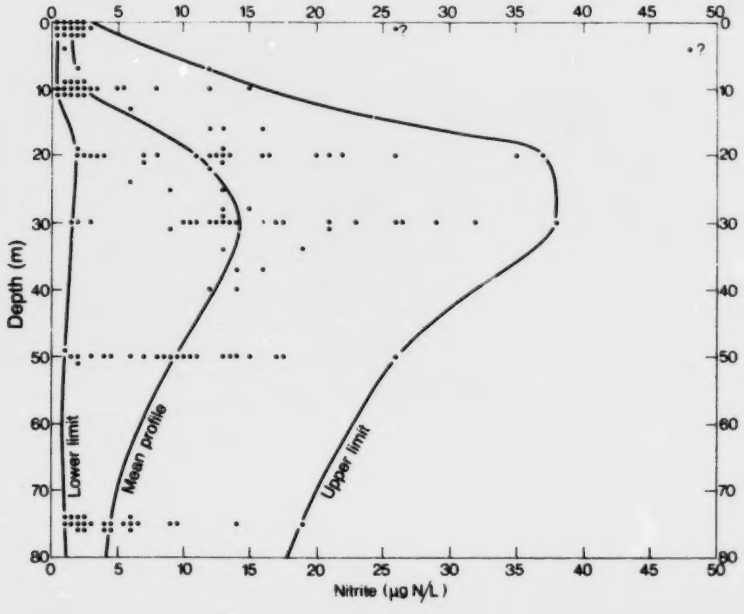


Figure 10. Nitrite versus depth at offshore stations with soundings >100 m, August 6 to 8, 1967. The *Theron*.

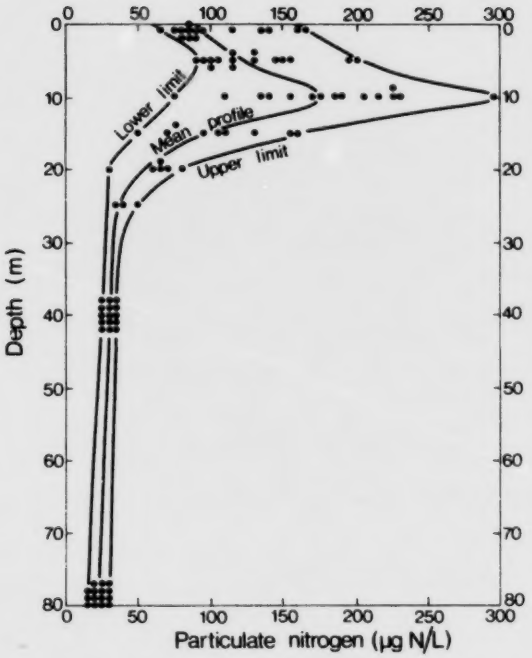


Figure 11. Particulate nitrogen at offshore stations with soundings >100 m, July 17 to 21, 1972. The *Martin Karlsen*.

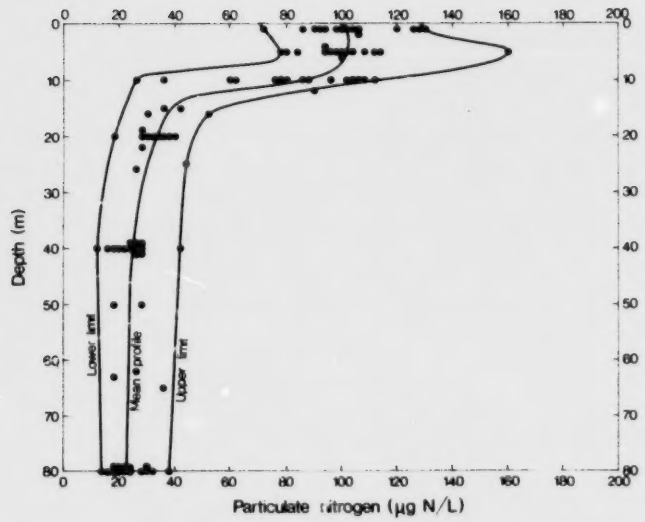


Figure 12. Particulate nitrogen at offshore stations with soundings > 100 m, September 5 to 9, 1972. The *Martin Karlsen*.

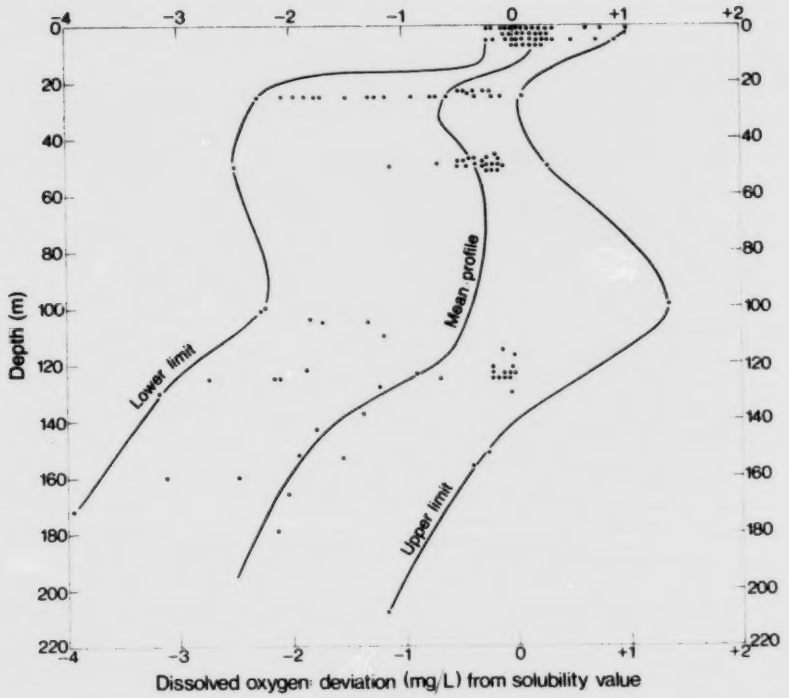


Figure 13. Dissolved oxygen deviations (mg/L) from solubility values versus depth at 24 offshore stations with soundings >100 m, September 15 to 19, 1970. The *Martin Karlsen*.

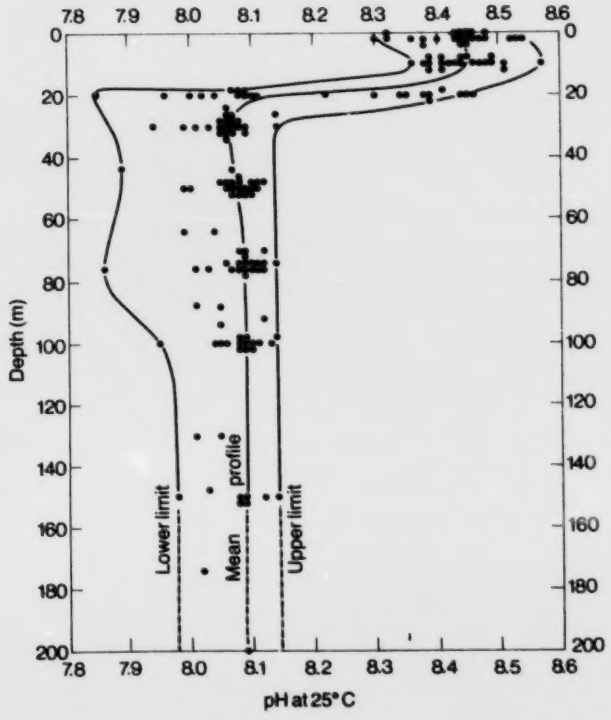


Figure 14. pH measured at 25°C versus depth at offshore stations with soundings >100 m, September 13 to 16, 1966. The *Brandal*.

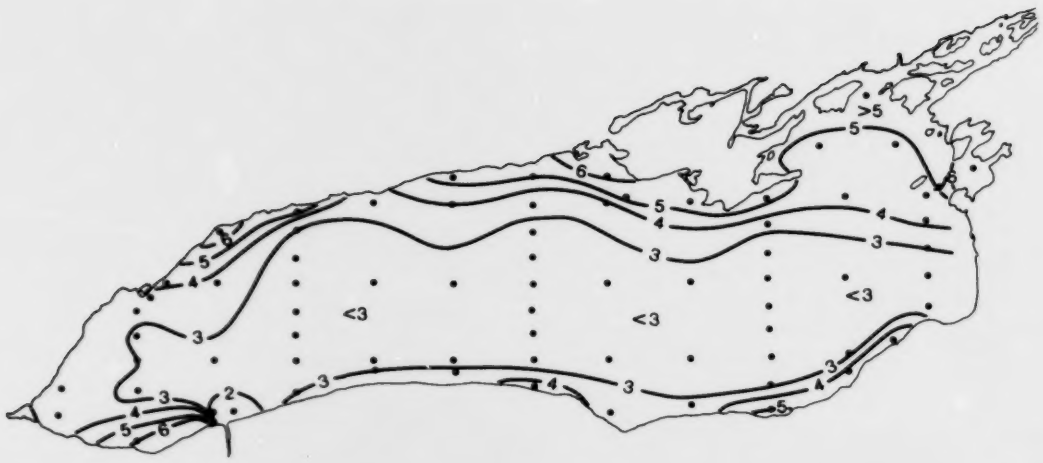
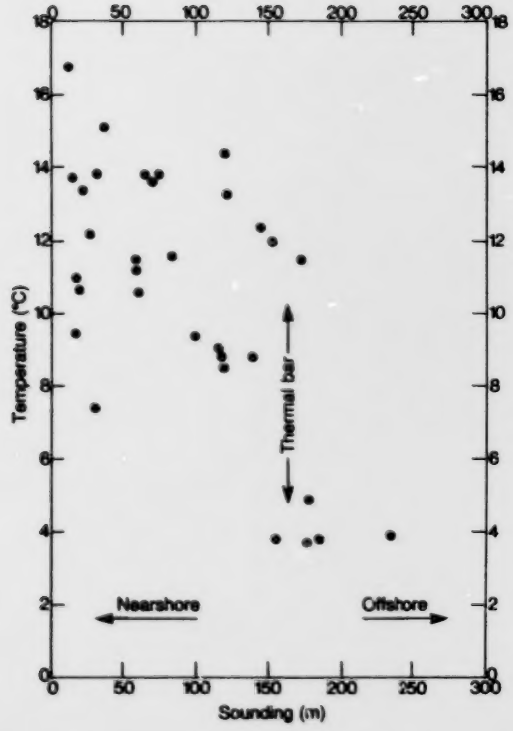


Figure 15. Temperatures (°C) at a depth of 1 m, April 29 to May 3, 1968. The *Theron*.



← Figure 16. Temperature at 1-m depth versus the sounding at the same station, June 19 to 23, 1972. The *Martin Karlsen*.

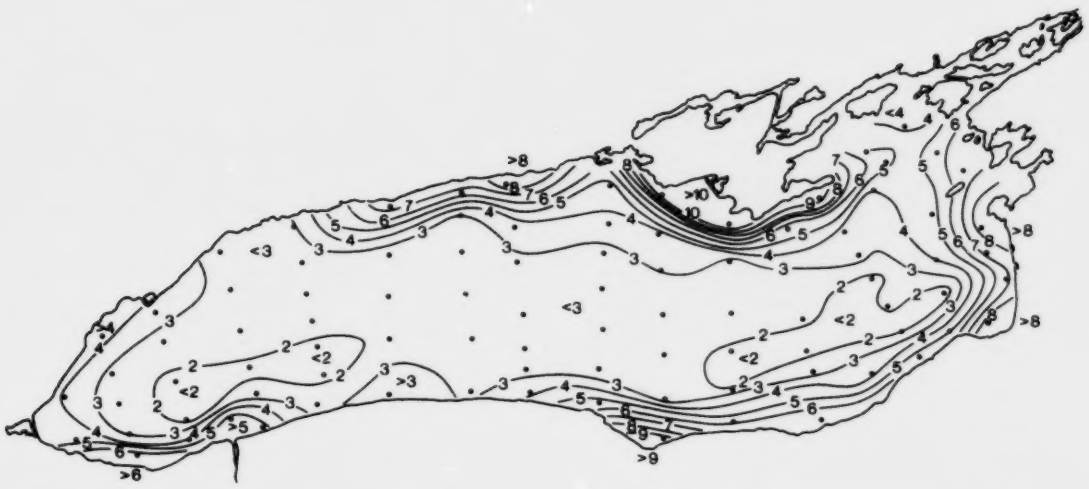


Figure 17. Total chlorophyll *a* (μg/L) at a depth of 0 m, April 4 to 8, 1972. The *Limnos* and *Porte Daupbine*.

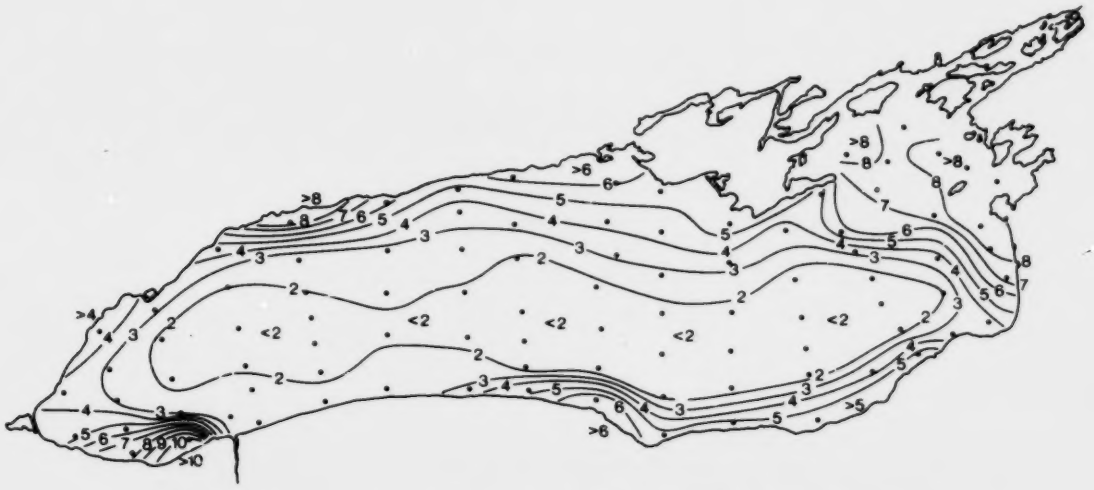


Figure 18. Total chlorophyll *a* (μg/L) at a depth of 0 m, May 1 to 3, 1972. The *Limnos* and *Porte Daupbine*.

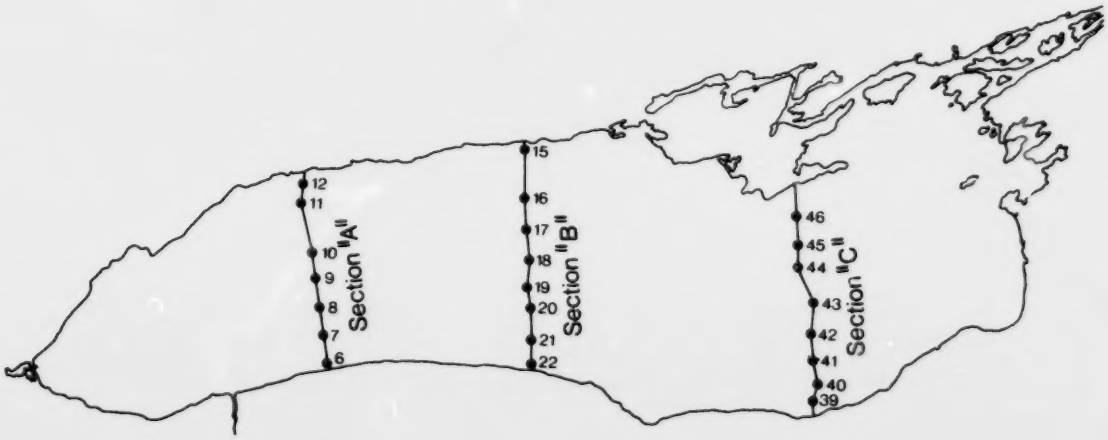


Figure 19. Locations of the three transverse sections and consecutive station numbers in Lake Ontario, June 20 to 23, 1972. The *Martin Karlsen*.

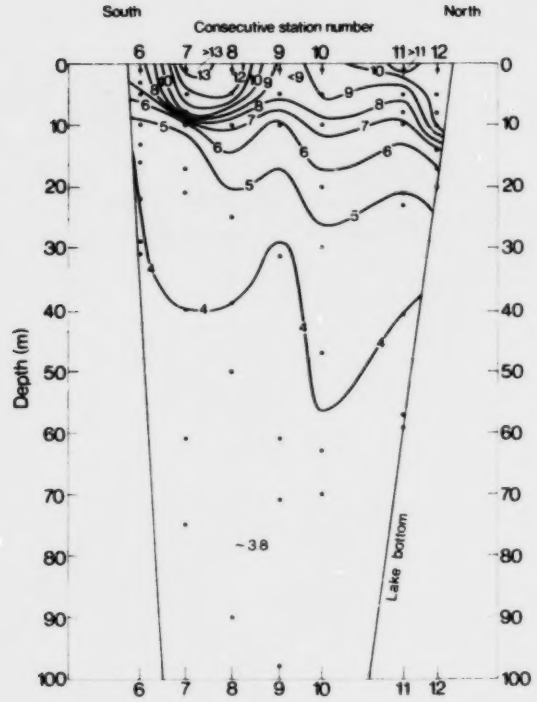


Figure 20. Temperatures (°C) in transverse section "A", June 20, 1972. The *Martin Karlsen*.

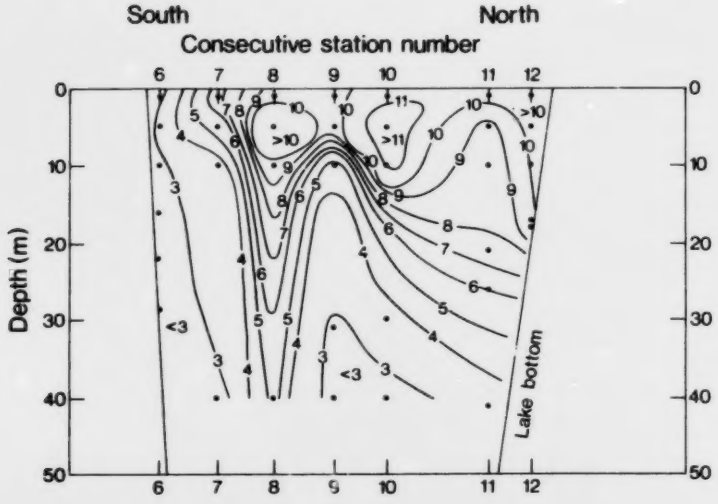


Figure 21. Total chlorophyll *a* (μg/L) in transverse section "A", June 20, 1972. The *Martin Karlsen*.

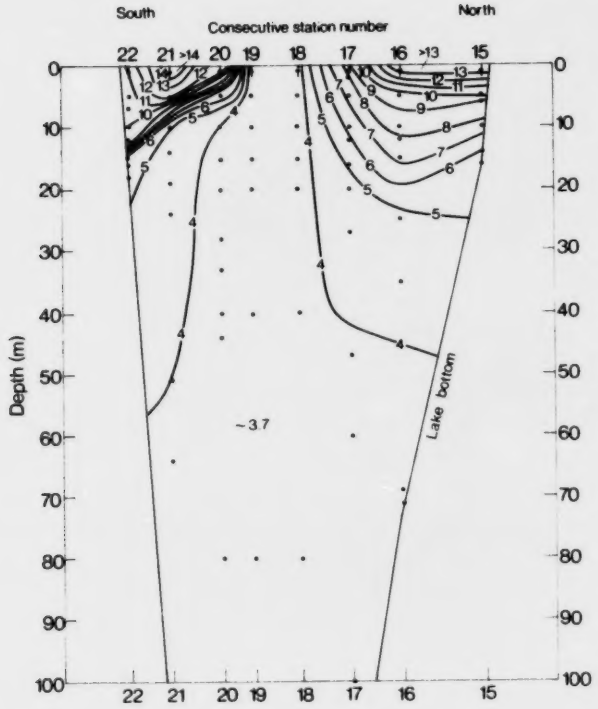


Figure 22. Temperatures (°C) in transverse section "B", June 20 and 21, 1972. The *Martin Karlsen*.

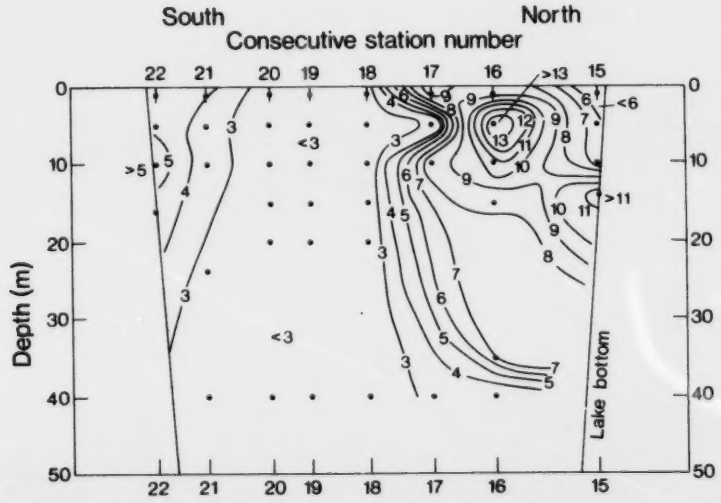


Figure 23. Total chlorophyll *a* (µg/L) in transverse section "B", June 20 and 21, 1972. The *Martin Karlsen*.

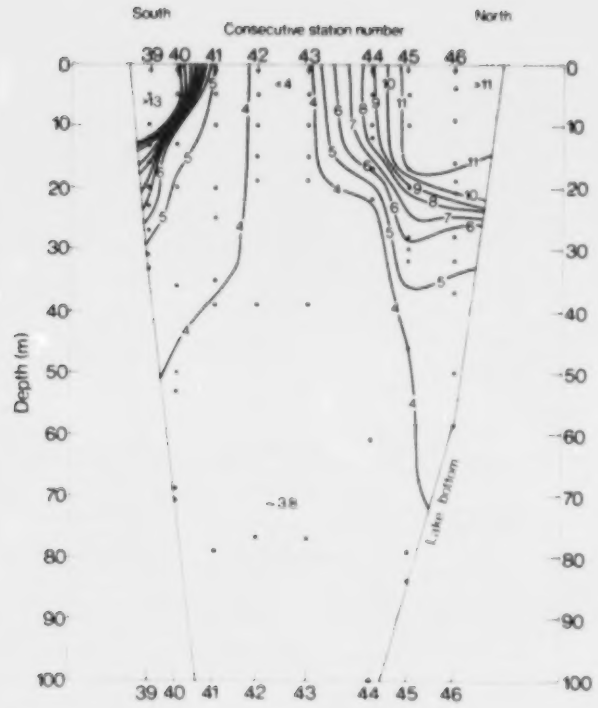


Figure 24. Temperatures (°C) in transverse section "C", June 22 and 23, 1972. The *Martin Karlsen*.

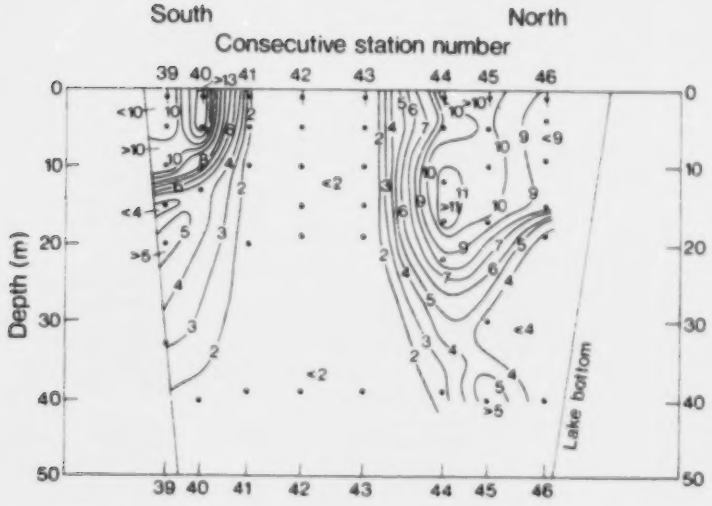


Figure 25. Total chlorophyll *a* (µg/L) in transverse section "C", June 22 and 23, 1972. The *Martin Karlsen*.

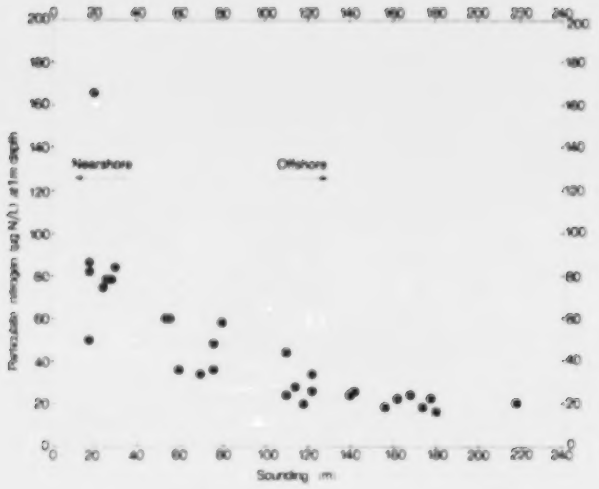


Figure 26. Particulate nitrogen at 1-m depth versus the sounding at the same station. May 23 to 29, 1972. The *Martin Karlsen*

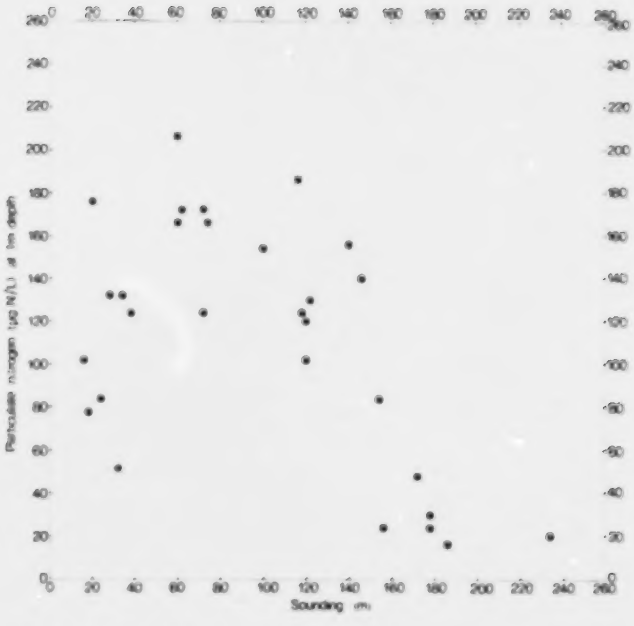


Figure 27. Particulate nitrogen at 1-m depth versus the sounding at the same station, June 19 to 23, 1972. The *Martin Karlsen*.

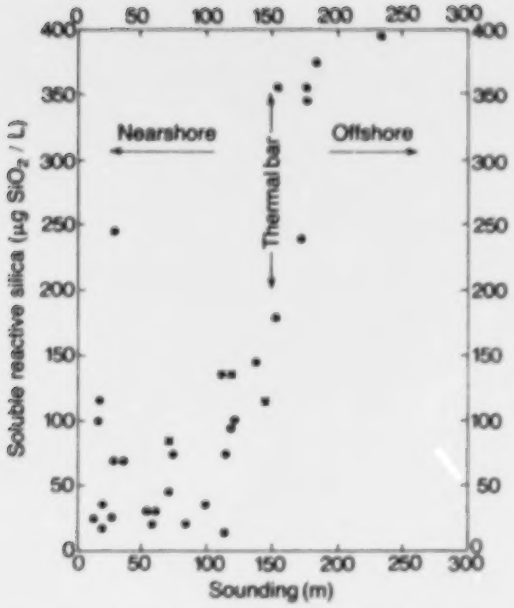


Figure 28. Soluble reactive silica at 1-m depth versus the sounding at the same station, June 19 to 23, 1972. The *Martin Karlsen*.

Figure 29. Temperatures (°C) at a depth of 1 m, August 9 to 13, 1971. The *Martin Karlsen*.

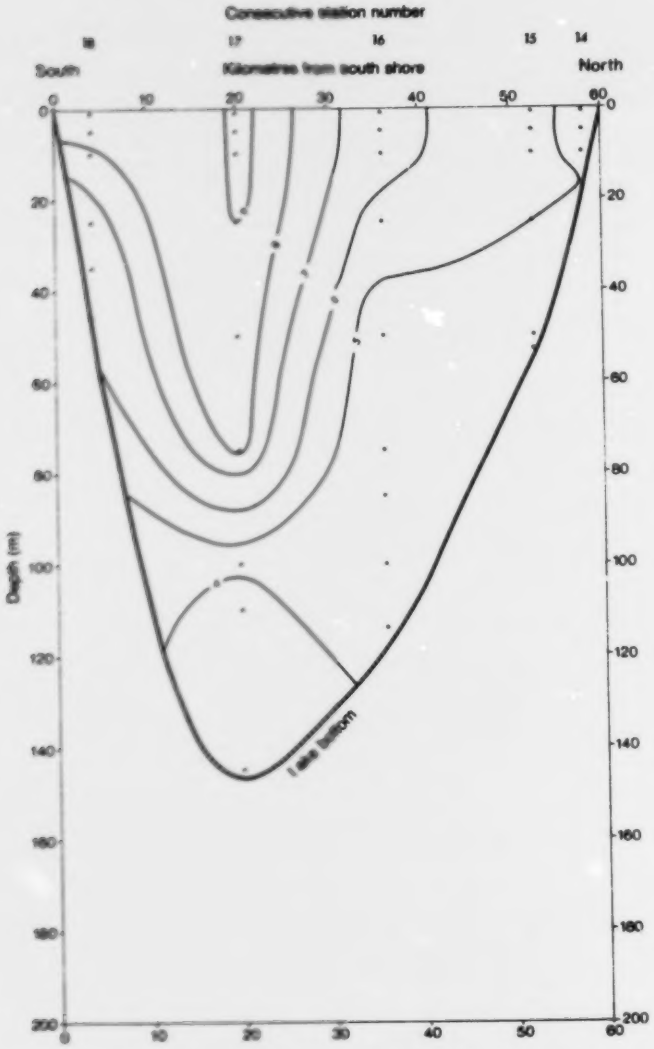


Figure 30. Temperatures (°C) in a transverse section from Oshawa, southward, November 16, 1971. The *Martin Karlsen*.

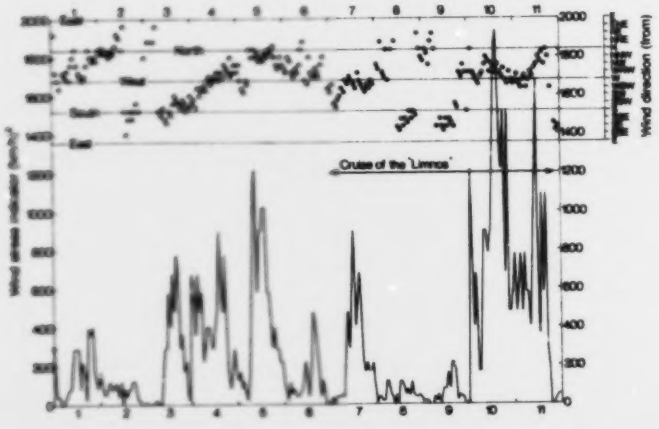


Figure 31. Winds at Toronto International Airport, September 1 to 11, 1976.

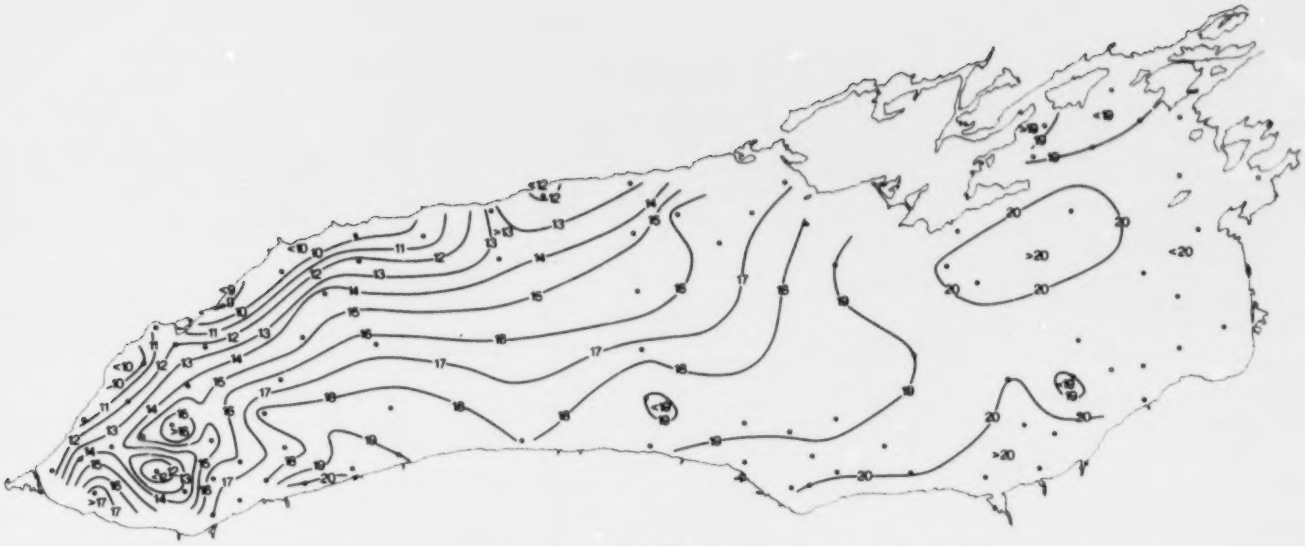


Figure 32. Temperatures (°C) at a depth of 0 m, September 7 to 11, 1976. The *Limnos*.

Figure 33. Temperatures (°C) at a depth of 20 m, September 7 to 11, 1976. The *Limnos*.

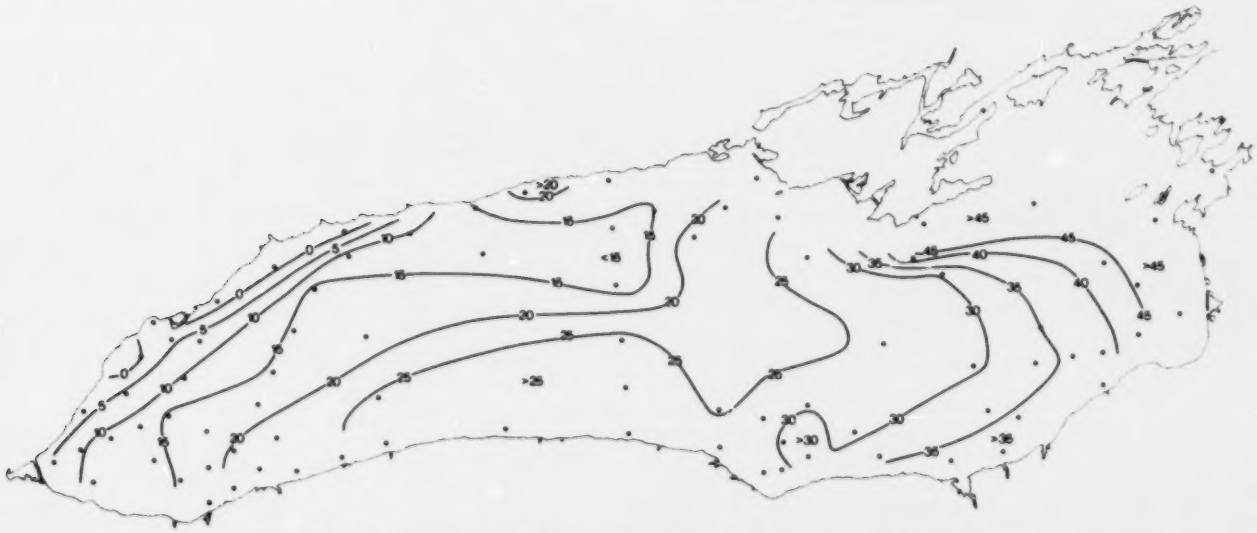


Figure 34. Depth (m) of the 10°C isothermal surface, September 7 to 11, 1976. The *Limnos*.

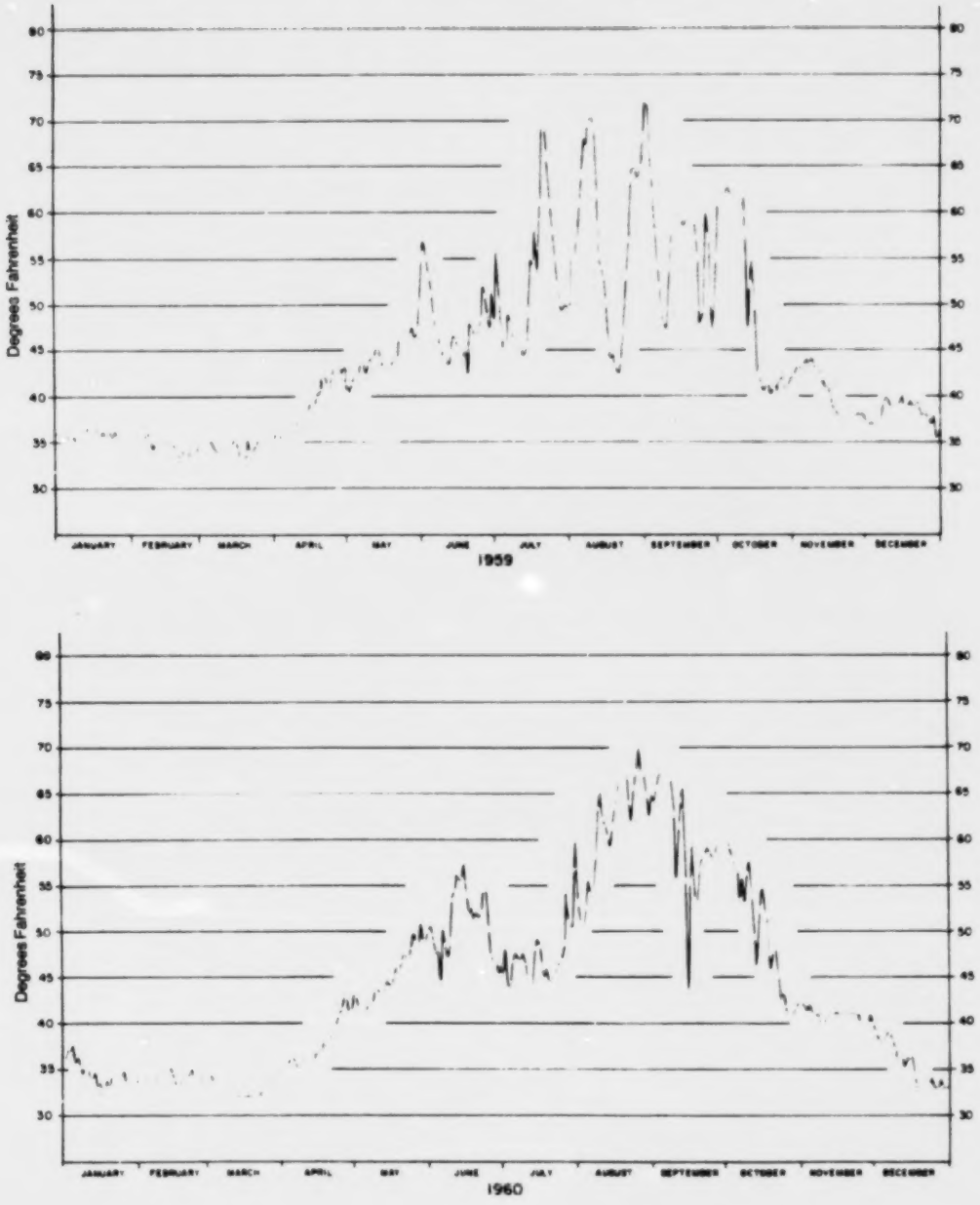


Figure 35. Average daily water temperatures (°F) at Hamilton intake, Lake Ontario, 1959 and 1960.

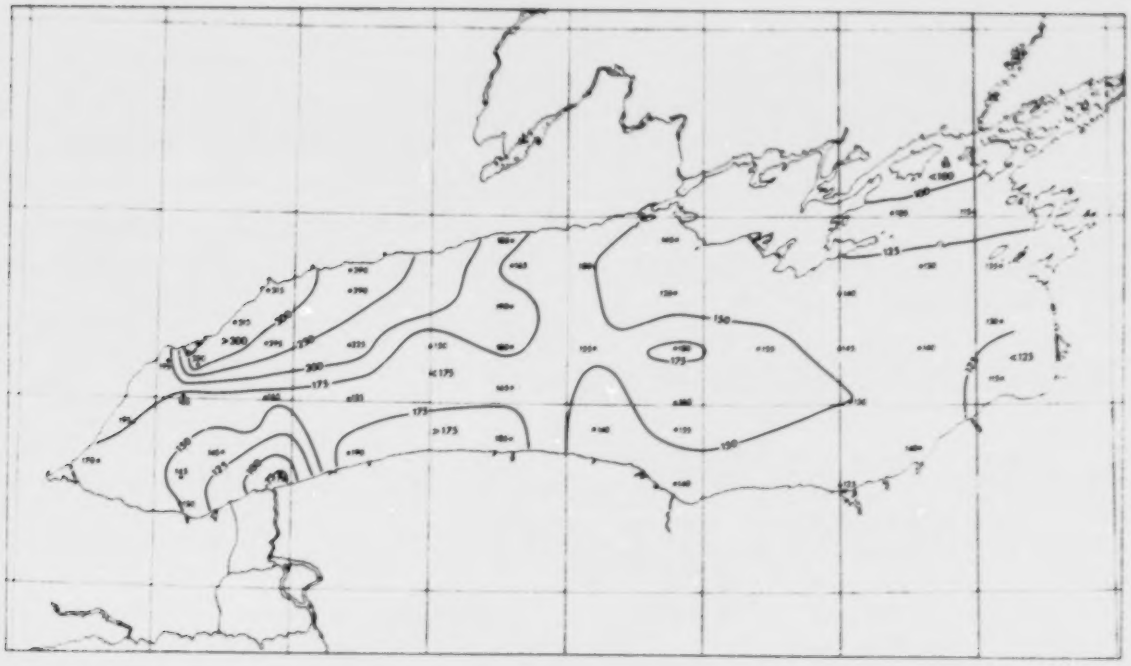
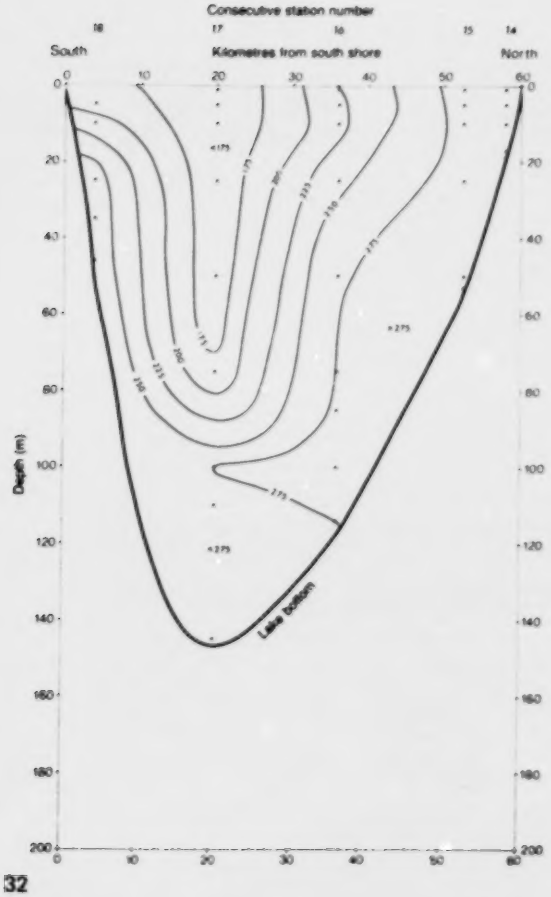


Figure 36. Nitrate + nitrite (μg N/L) at a depth of 1 m, November 15 to 19, 1971. The *Martin Karlsen*.



← Figure 37. Nitrate + nitrite (μg N/L) in a transverse section from Oshawa, southward. November 16, 1971. The *Martin Karlsen*.

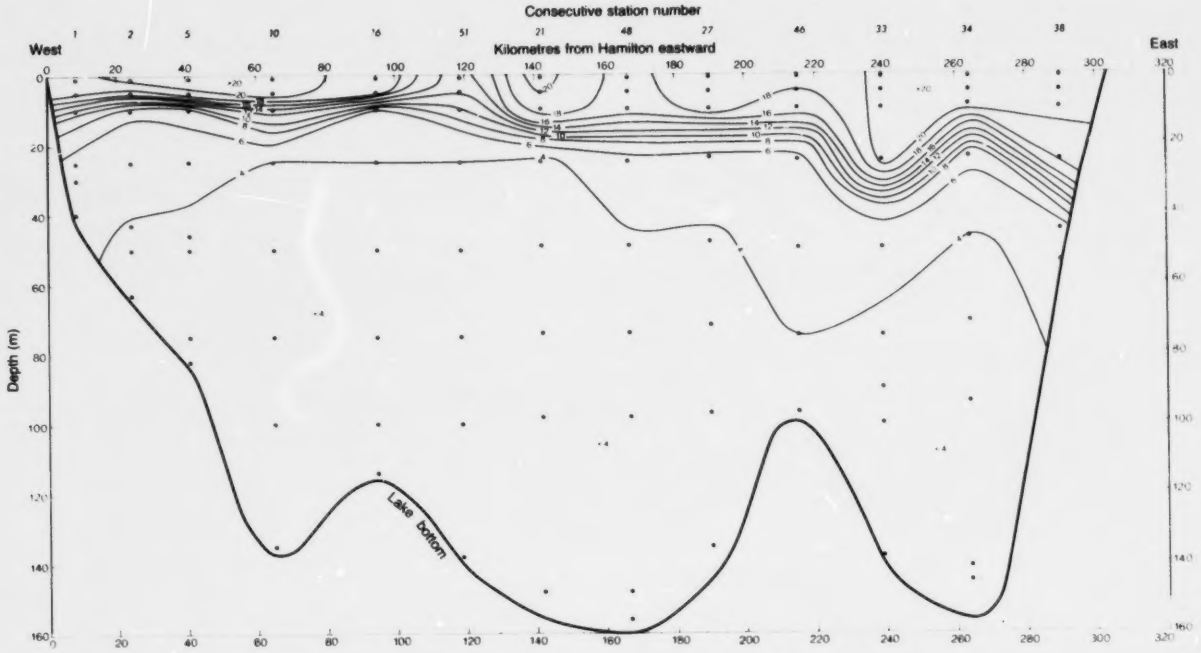


Figure 38. Temperatures (°C) in a longitudinal section from Hamilton, eastward, August 9 to 13, 1971. The *Martin Karlsen*.

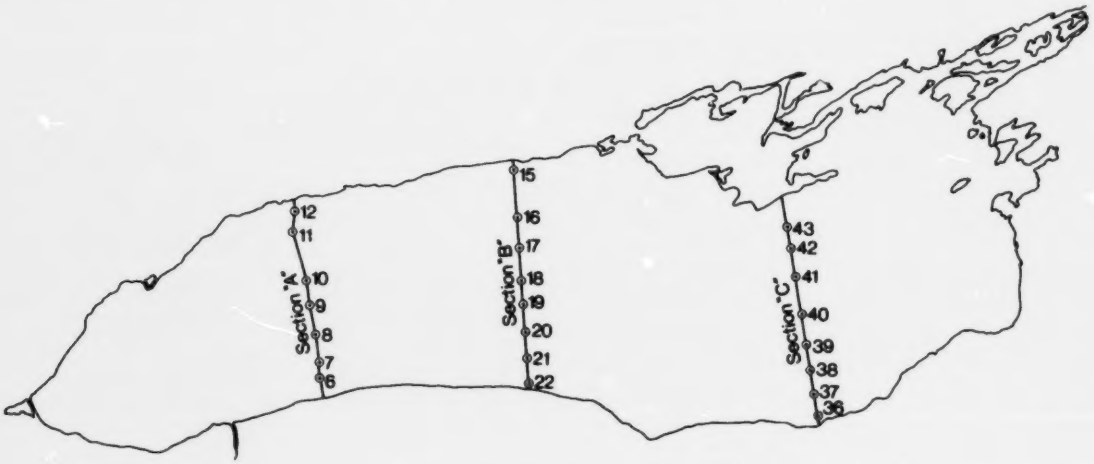


Figure 39. Locations of the three transverse sections and consecutive station numbers in Lake Ontario, July 18 to 21, 1972. The *Martin Karlsen*.

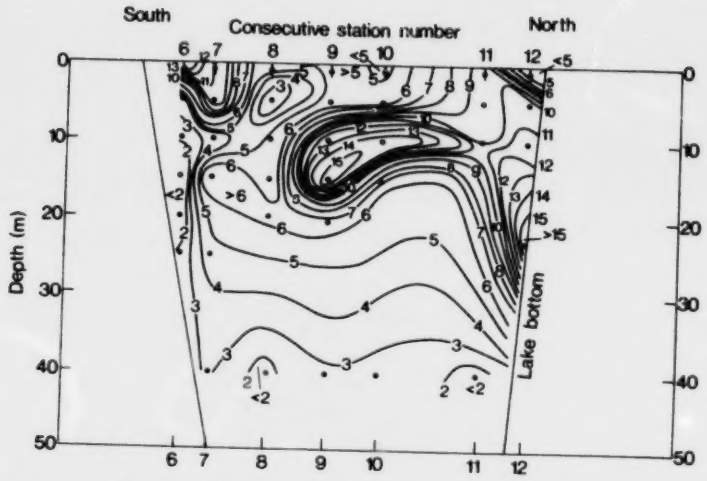


Figure 40. Total chlorophyll *a* (μg/L) in transverse section "A", July 18, 1972. The *Martin Karlsen*.

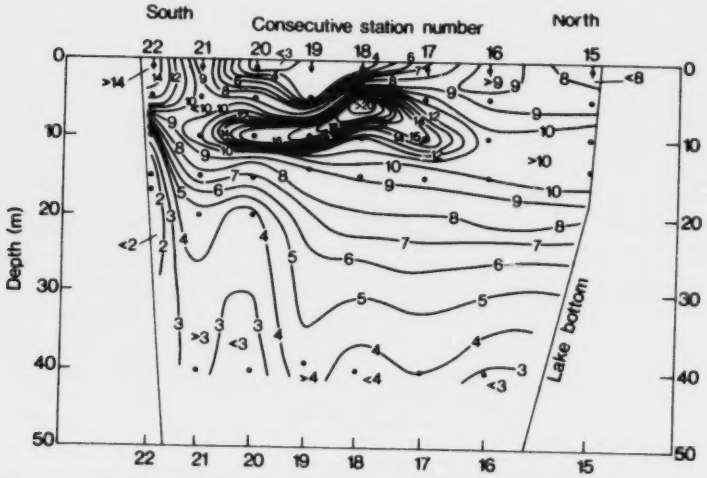


Figure 41. Total chlorophyll *a* (μg/L) in transverse section "B", July 18 and 19, 1972. The *Martin Karlsen*.

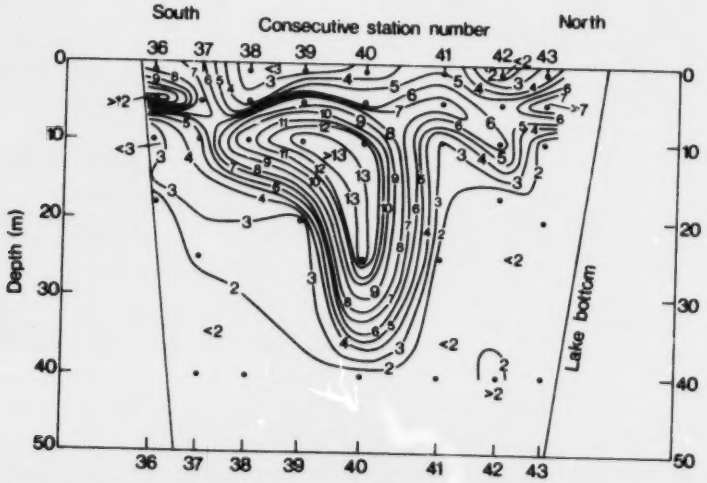


Figure 42. Total chlorophyll *a* (μg/L) in transverse section "C", July 20 and 21, 1972. The *Martin Karlsen*.

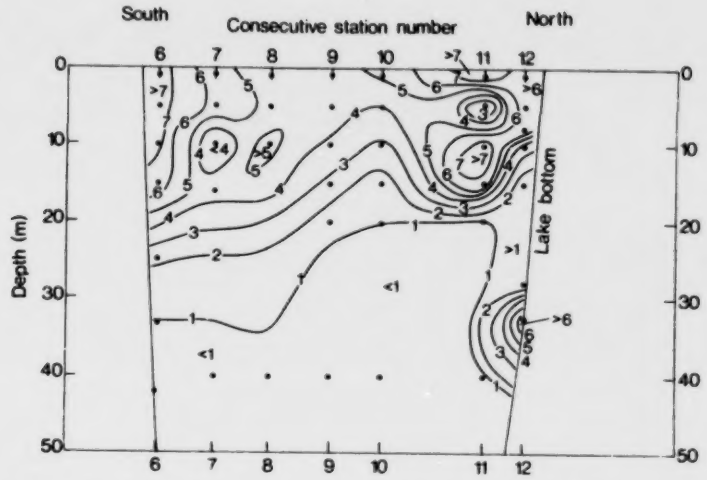


Figure 43. Total chlorophyll *a* (μg/L) in a transverse section "A", September 6, 1972. The *Martin Karlsen*.

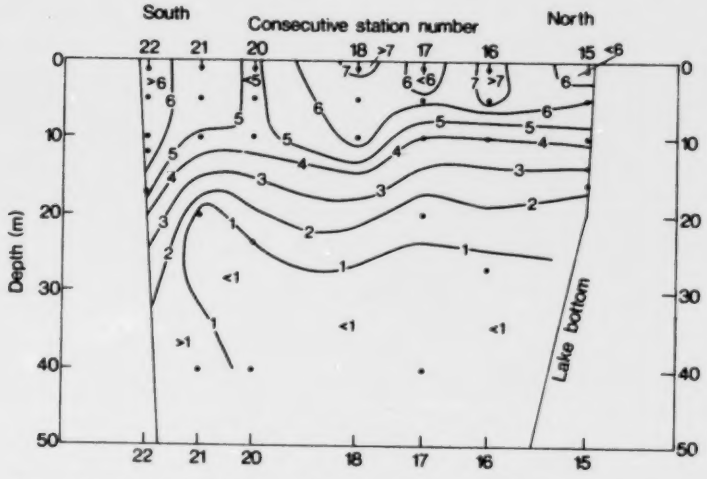


Figure 44. Total chlorophyll *a* (μg/L) in transverse section "B", September 6 and 7, 1972. The *Martin Karlsen*.

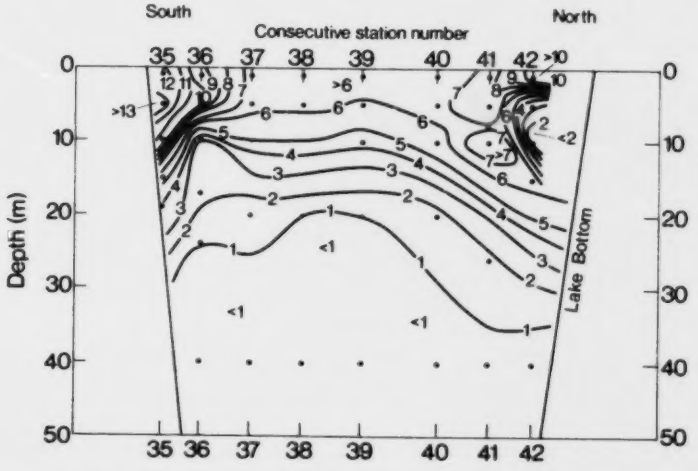


Figure 45. Total chlorophyll *a* (μg/L) in transverse section "C", September 8 and 9, 1972. The *Martin Karlsen*.

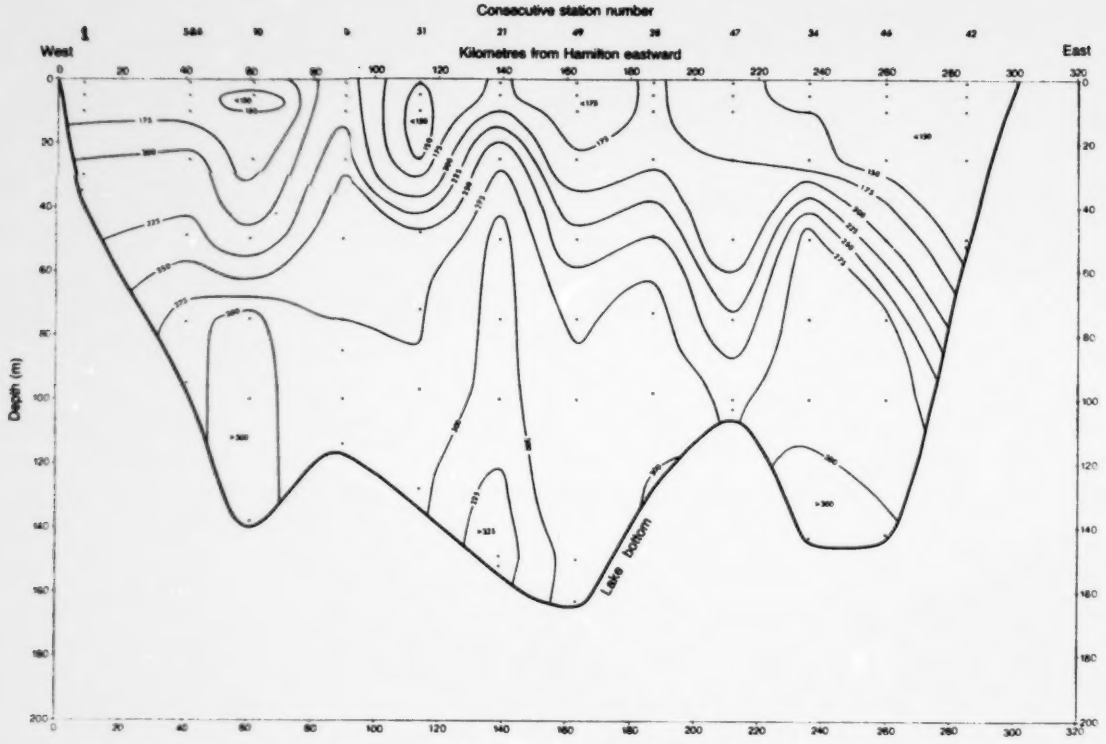


Figure 46. Nitrate + nitrite (μg N/L) in a longitudinal section from Hamilton, eastward, November 15 to 19, 1971. The *Martin Karlsen*.

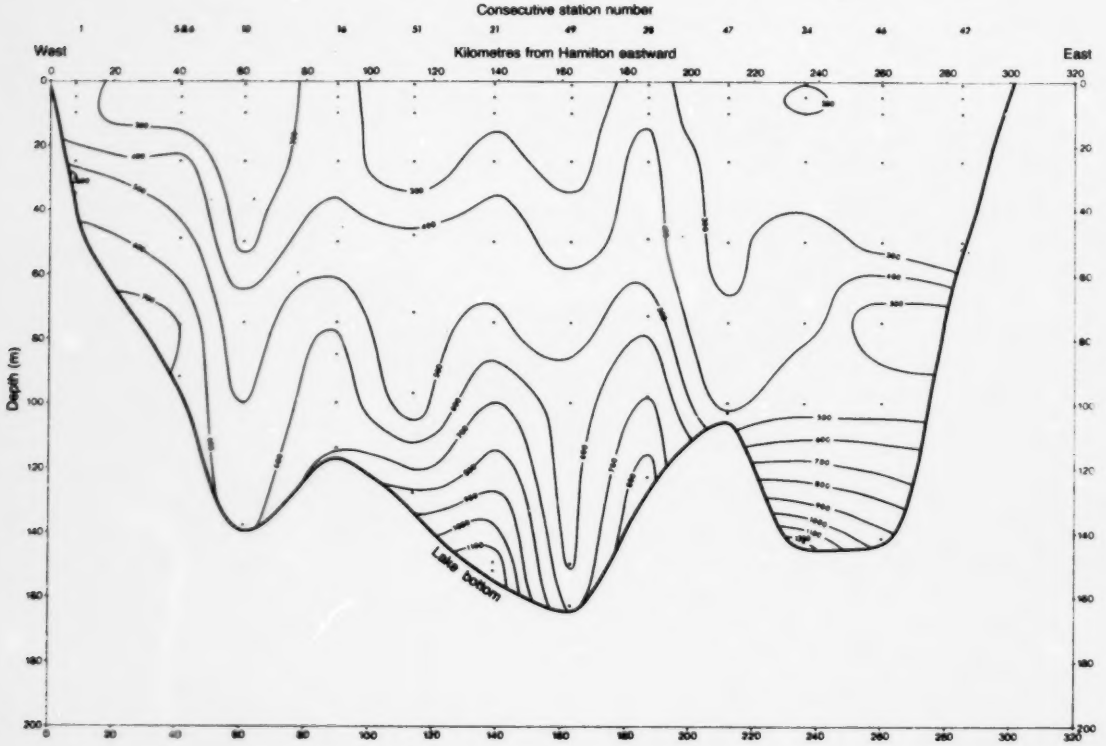


Figure 47. Soluble reactive silica (μg SiO_2/L) in a longitudinal section from Hamilton, eastward, November 15 to 19, 1971 (vertical exaggeration X 1000). The *Martin Karlsen*.

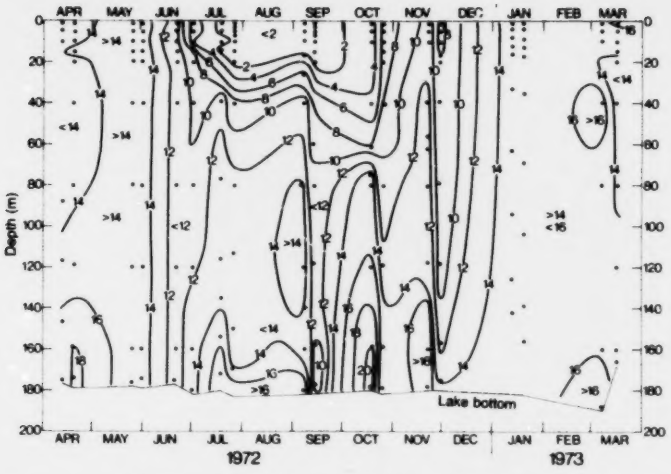


Figure 48. Soluble reactive phosphorus (µg P/L) versus time and depth at mid-lake station "P-19" during 1972 and early 1973. The *Martin Karlsen*.

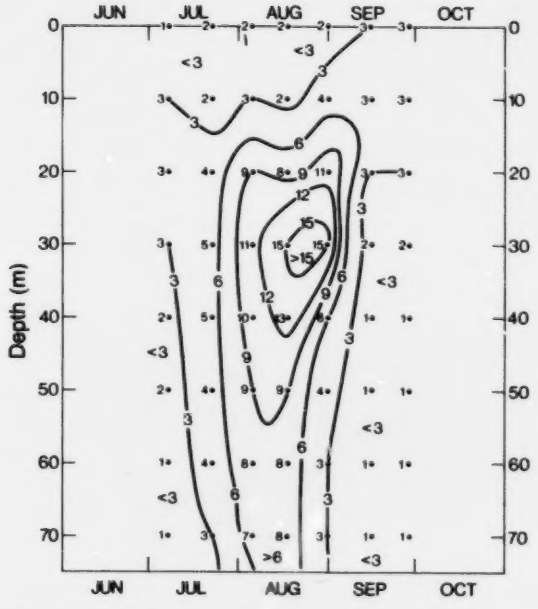


Figure 49. Nitrite (µg N/L) versus time and depth: mean values for the offshore area (soundings >100 m) during 1966. The *Brandal*.

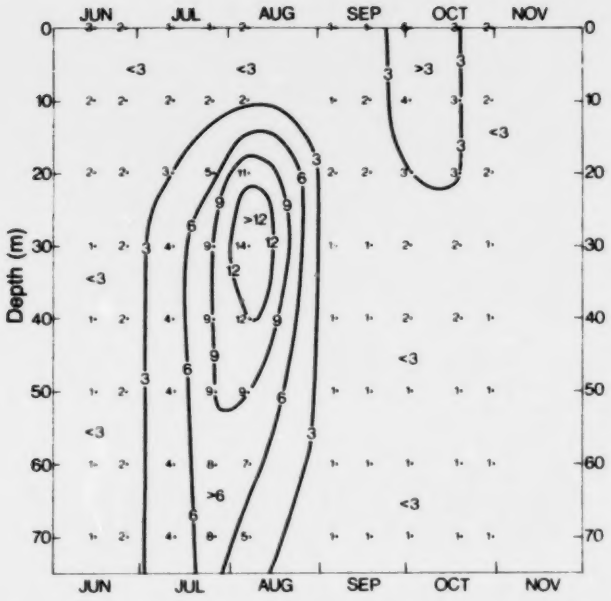


Figure 50. Nitrite (μg N/L) versus time and depth: mean values for the offshore area (soundings >100 m) during 1967. The *Theron*.

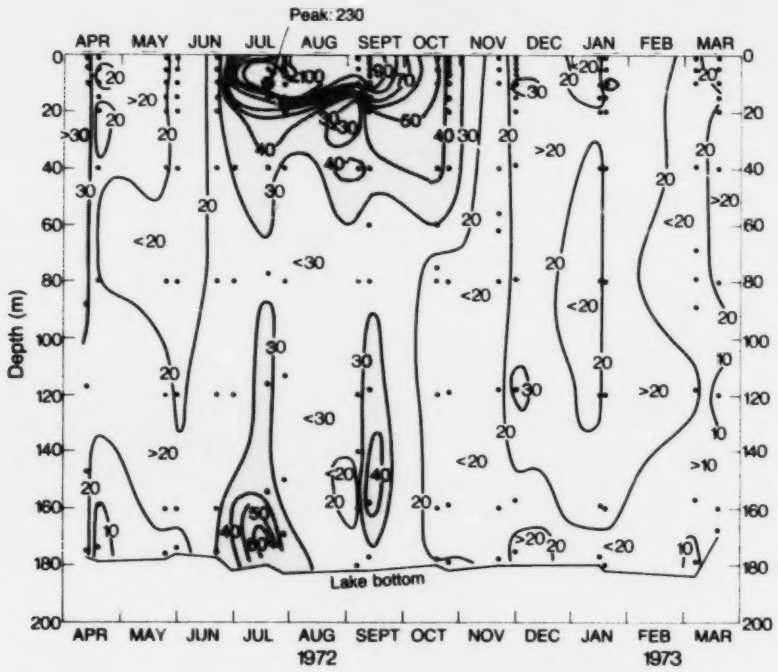


Figure 51. Particulate nitrogen (μg N/L) at mid-lake station "P-19" in 1972 and early 1973. The *Martin Karlsen*. Contour interval is 10 μg/L, except in the high patch. Areas > 30 are shaded.

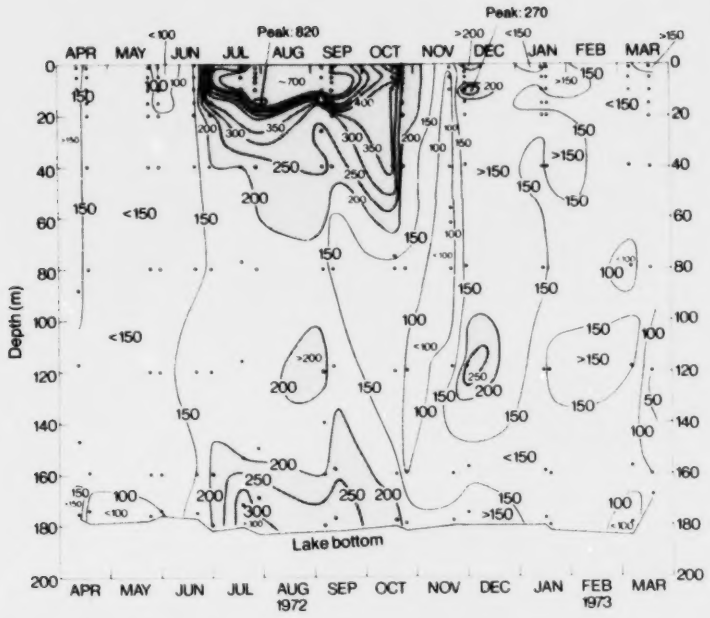


Figure 52. Particulate organic carbon (μg C/L) at mid-lake station "P-19" in 1972 and early 1973. The *Martin Karlsen*. Contour interval is 50 μg/L, except in high patch. Areas >200 are shaded.

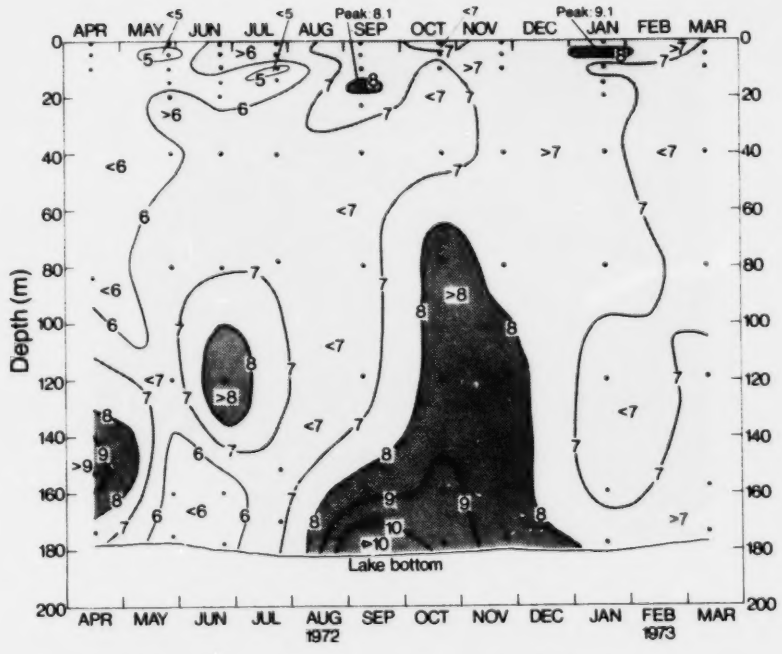
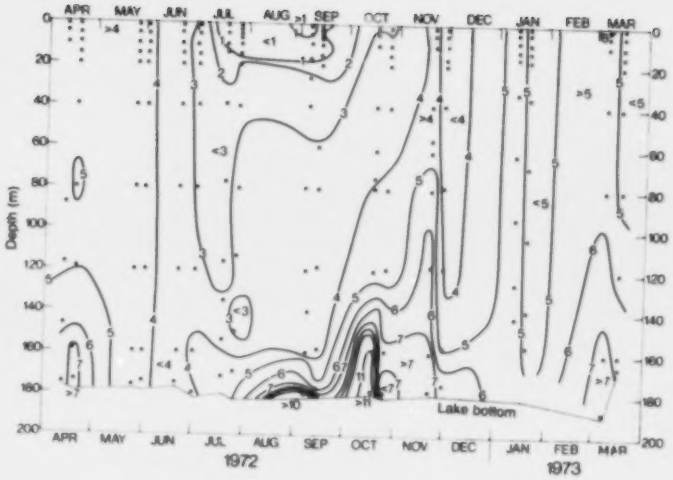


Figure 53. Particulate organic carbon/nitrogen ratio by weight at mid-lake station "P-19" in 1972 and early 1973. The *Martin Karlsen*.



← **Figure 54.** Soluble reactive silica versus time and depth at mid-lake station "P-19" during 1972 and early 1973. The *Martin Karlsen*. Units are hundreds of micrograms SiO_2 per litre. Contour interval is 100 µg/L.

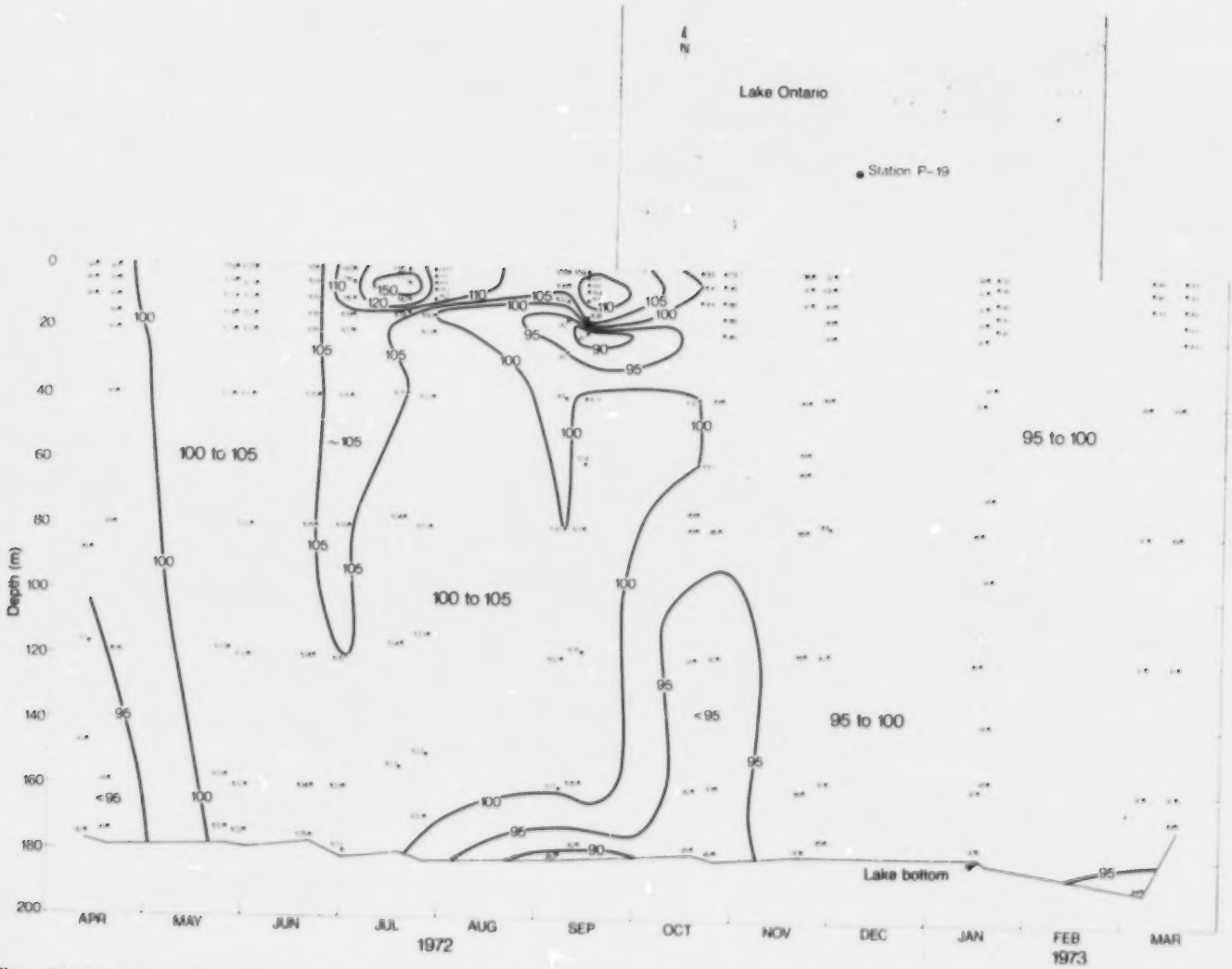


Figure 55. Dissolved oxygen versus time and depth at mid-lake station "P-19" during 1972 and early 1973. The *Martin Karlsen*. The values shown are percent saturation, or percent of the air-equilibrium value.

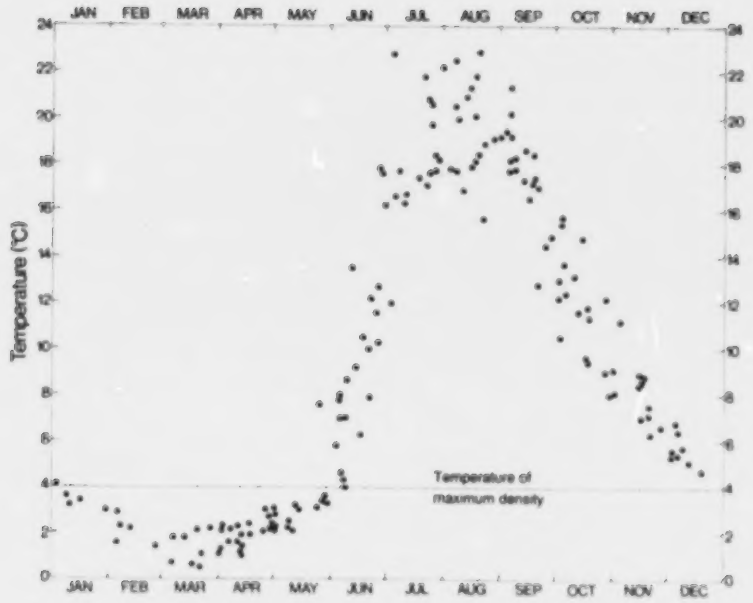


Figure 56. Seasonal cycle of cruise mean surface temperatures in the offshore part (soundings >100 m), 1966 to 1979. CCIW data.

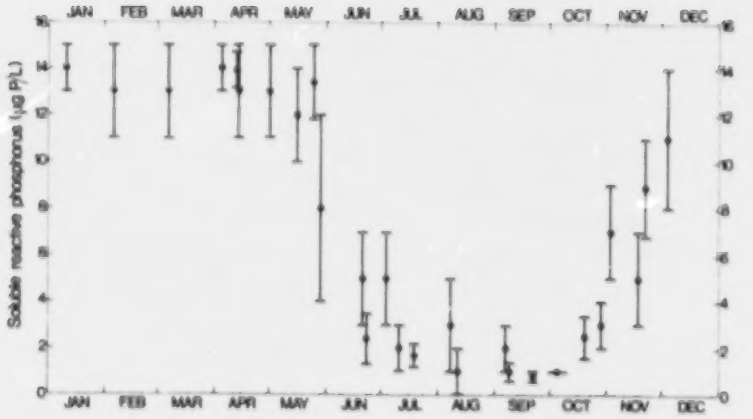


Figure 57. Soluble reactive phosphorus seasonal cycle in offshore surface waters, 1968 to 1972, observed on 27 cruises by CCIW vessels. Samples are from the upper 10 m at stations with soundings >100 m. For each cruise the mean value and one standard deviation are shown.

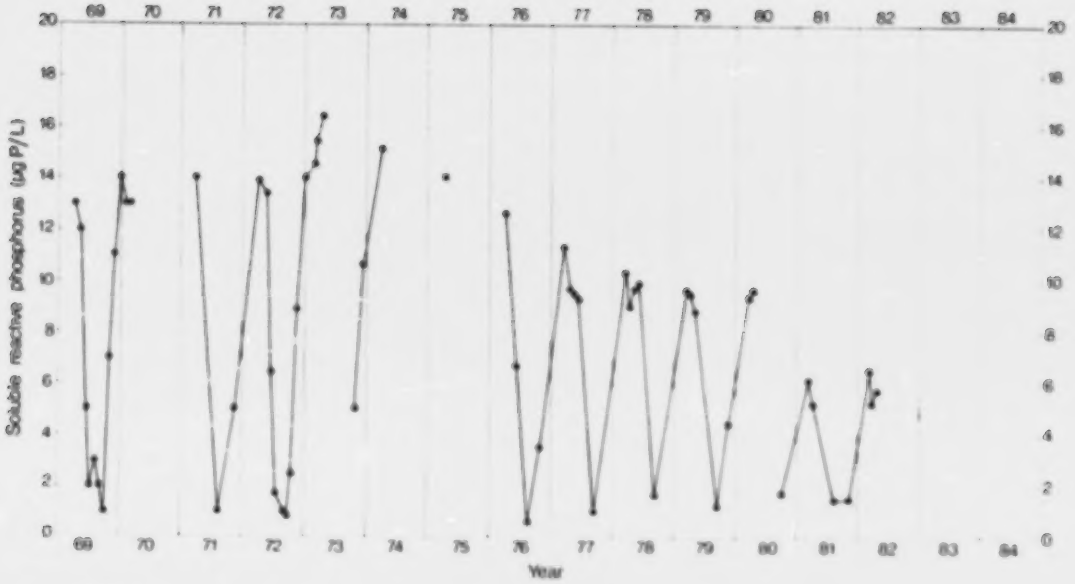


Figure 58. Soluble reactive phosphorus mean values in near-surface waters at offshore stations with soundings >100 m, on cruises of CCIW vessels, 1969 to 1982.

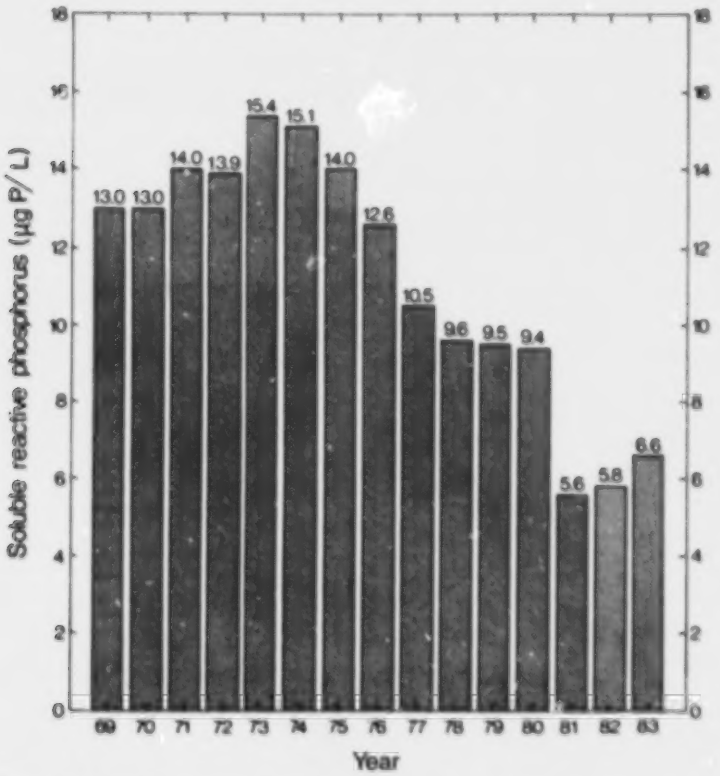


Figure 59. Soluble reactive phosphorus in offshore near-surface waters during March and April, 1969 to 1983. The goal is 6.0 µg P/L.

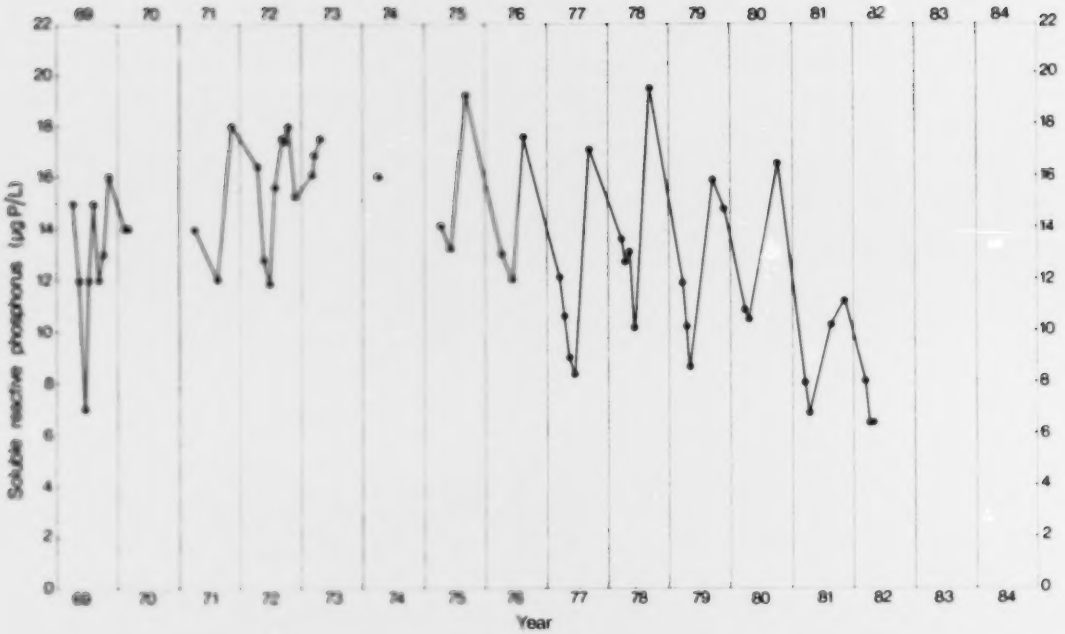


Figure 60. Soluble reactive phosphorus mean values in near-bottom waters at offshore stations with soundings >100 m, on cruises of CCIW vessels, 1969 to 1982.

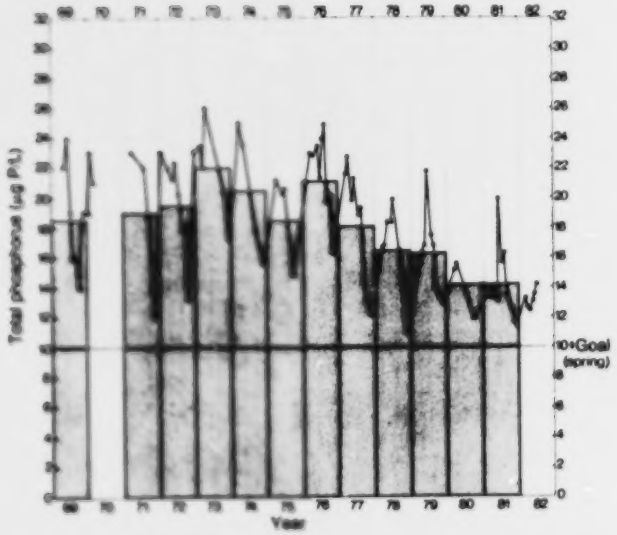


Figure 61. Total phosphorus in near-surface waters at offshore stations with soundings >100 m, 1969 to 1982. Dots indicate cruise mean values, bars represent unweighted annual mean values. CCIW data.

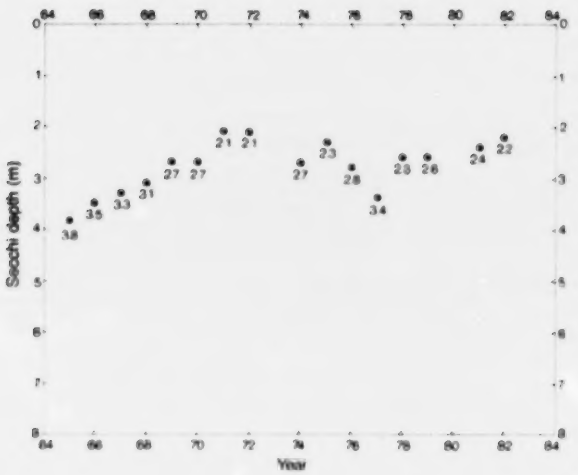


Figure 62. Secchi depth transparency mean values for summer (July, August and September), 1965 to 1982, in the offshore area with soundings >100 m. Reciprocal values were used in the calculations of summer means.

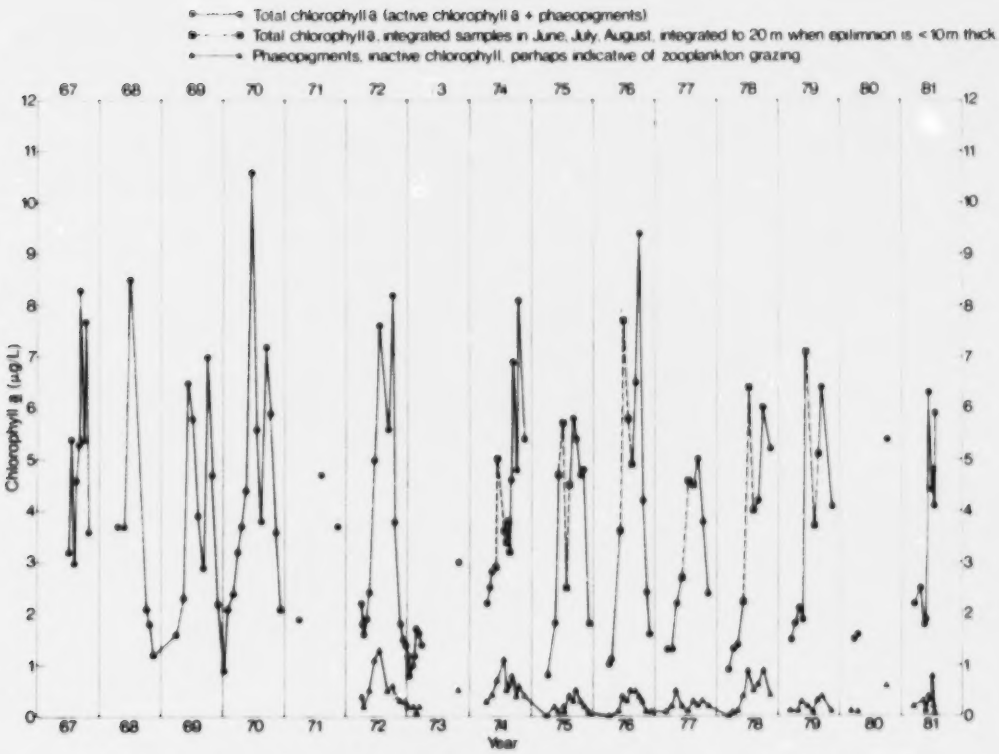


Figure 63. Chlorophyll *a* and phaeopigments in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1967 to 1981.

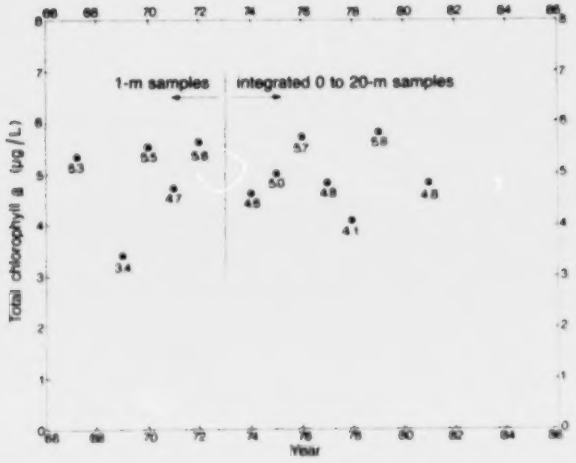


Figure 64. Total chlorophyll *a* mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1967 to 1981. CCIW data.

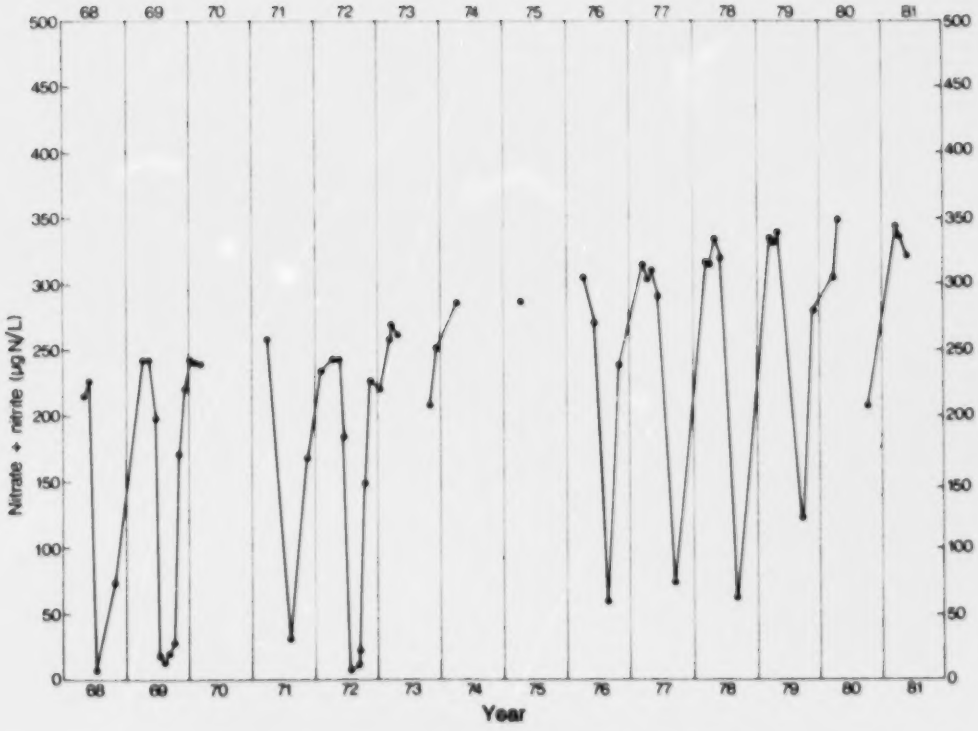


Figure 65. Nitrate + nitrite in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1968 to 1981. The seasonal minimum was poorly defined for 1977 to 1980, which lacked data for August.

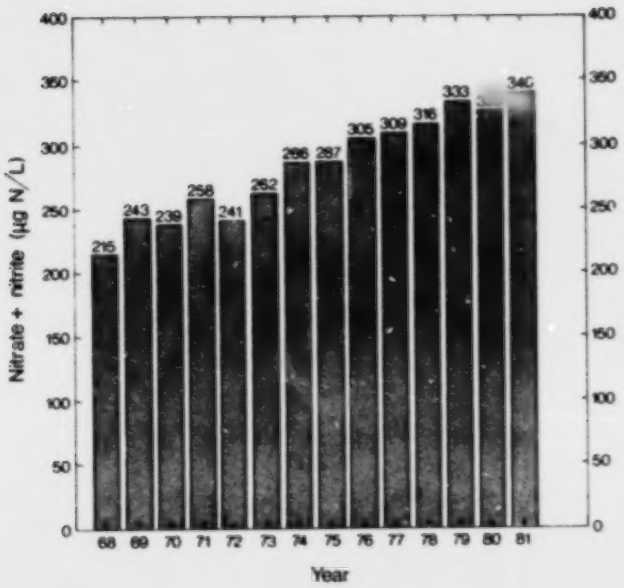


Figure 66. Nitrate + nitrite mean values in offshore near-surface waters during March and April, 1968 to 1981.

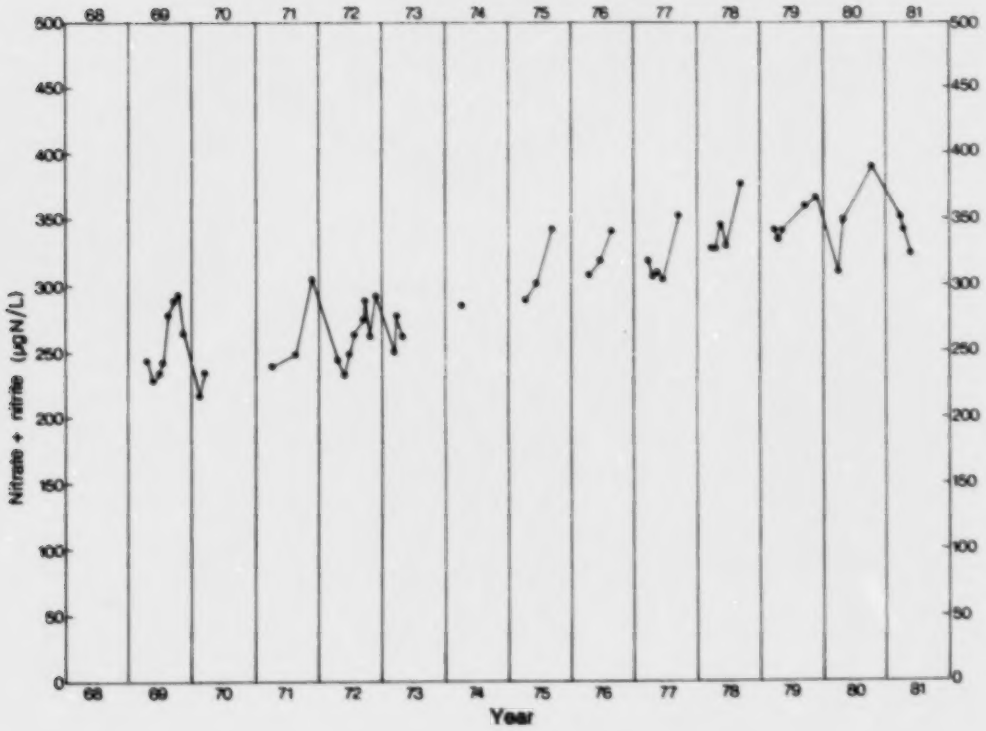


Figure 67. Nitrate + nitrite in offshore near-bottom waters, cruise mean values, 1969 to 1981.

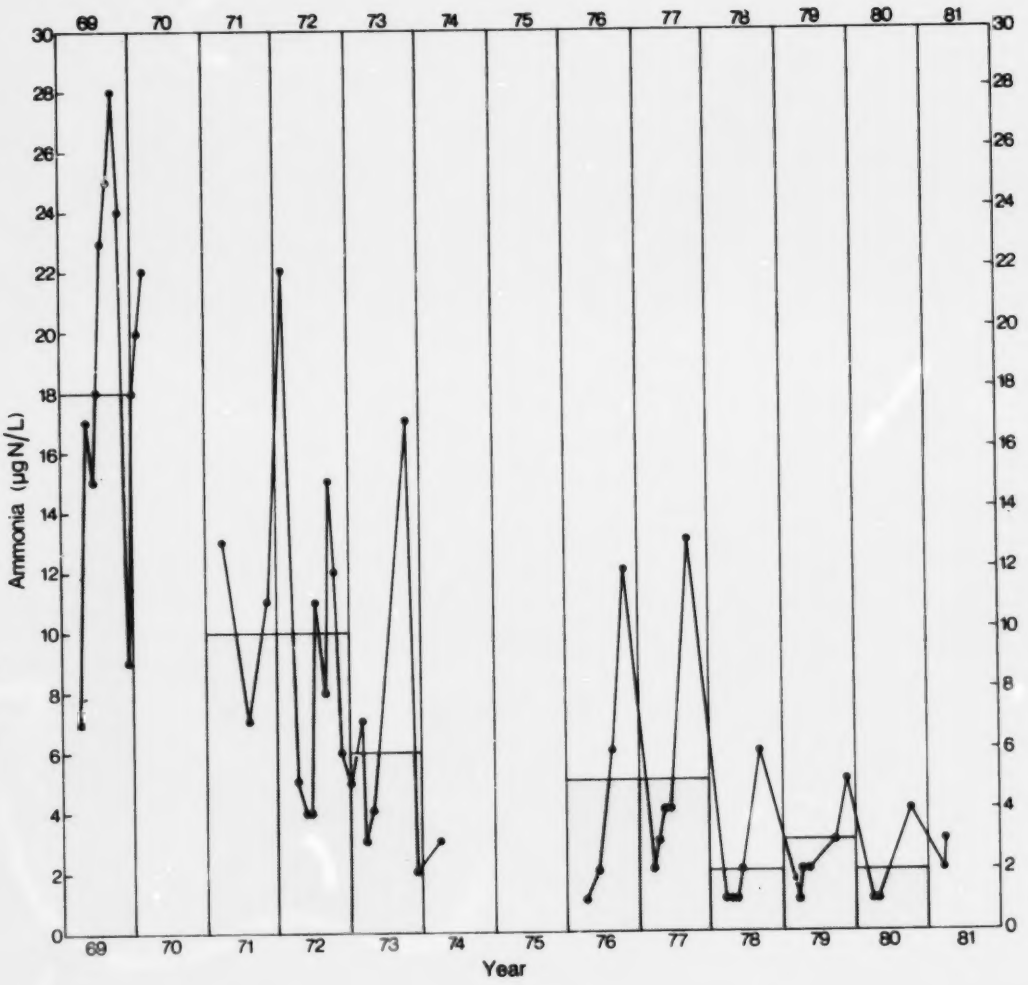


Figure 68. Ammonia in offshore near-surface waters, 1969 to 1981. Dots indicate cruise mean values; bars represent unweighted annual mean values.

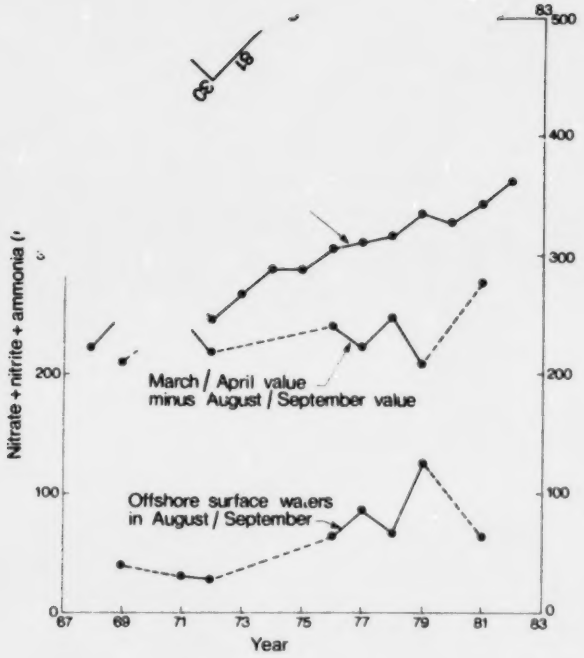


Figure 69. Nitrate + nitrite + ammonia, 1968 to 1982. CCIW data.

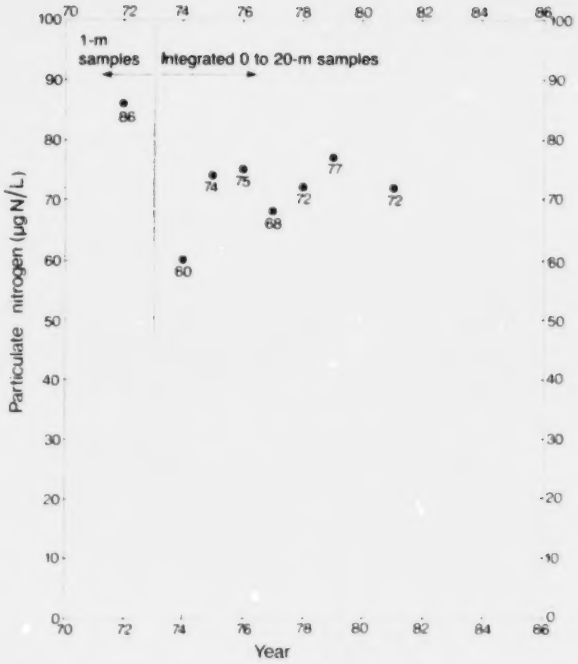


Figure 71. Particulate nitrogen mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1972 to 1981. CCIW data.

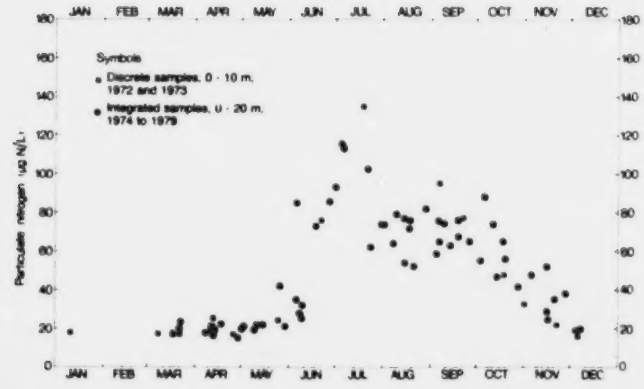


Figure 70. Particulate nitrogen in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1972 to 1979.

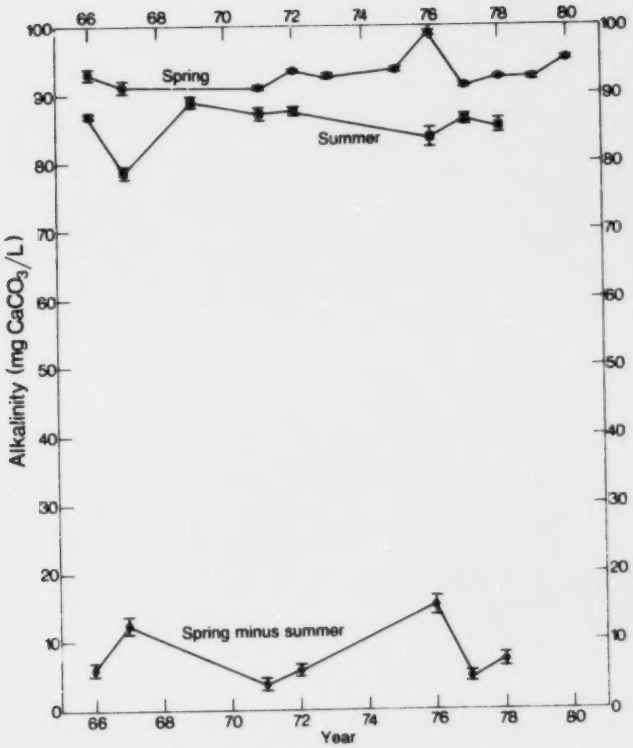


Figure 72. Alkalinity in offshore surface water: spring overturn period; summer (August 1 to September 15); and their difference. Error bars are 95% confidence intervals.

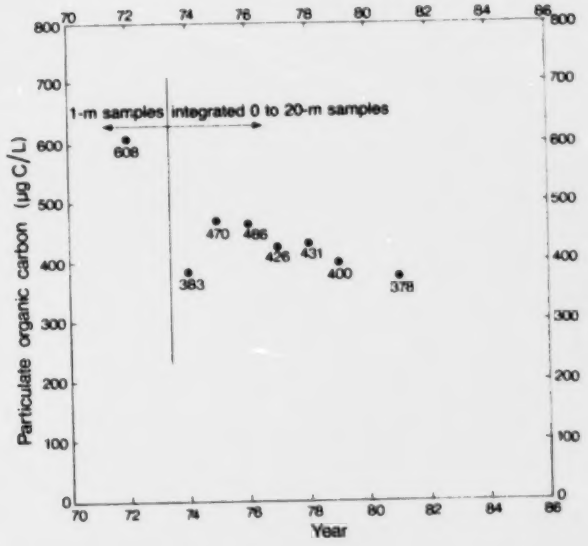


Figure 73. Particulate organic carbon mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1972 to 1981. CCIW data.

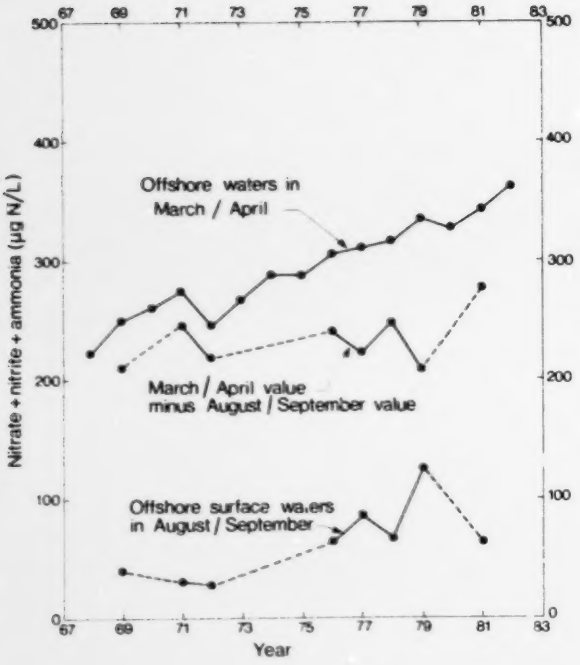


Figure 69. Nitrate + nitrite + ammonia, 1968 to 1982. CCIW data.

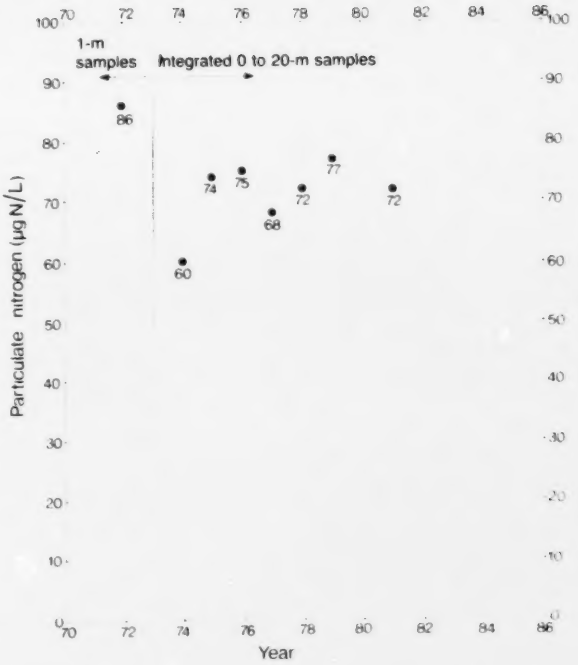


Figure 71. Particulate nitrogen mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1972 to 1981. CCIW data.

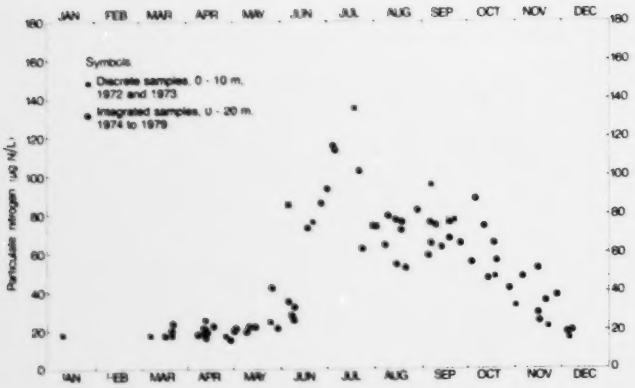


Figure 70. Particulate nitrogen in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1972 to 1979.

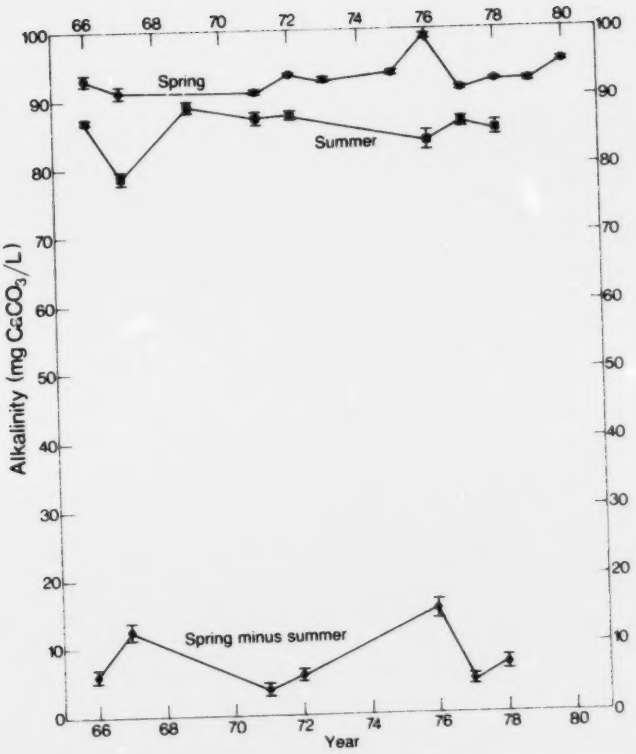


Figure 72. Alkalinity in offshore surface water: spring overturn period; summer (August 1 to September 15); and their difference. Error bars are 95% confidence intervals.

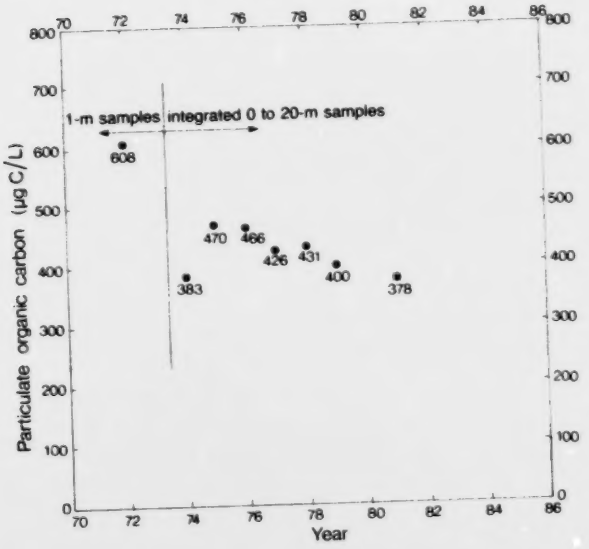


Figure 73. Particulate organic carbon mean values for August/September in offshore near-surface waters, 1972 to 1981. CCIW data.

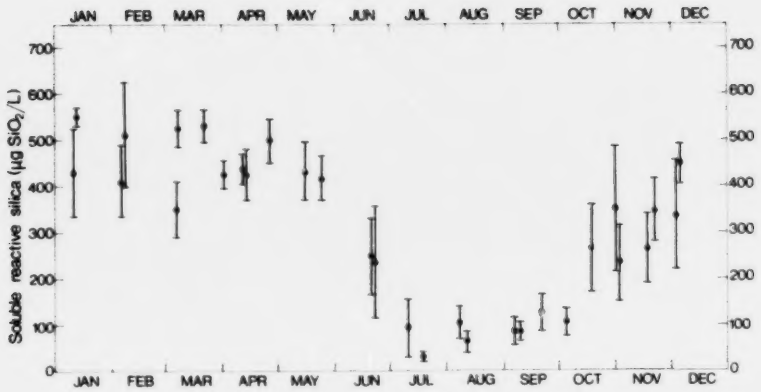


Figure 74. Soluble reactive silica seasonal cycle in offshore near-surface waters: cruise means and one standard deviation for 30 cruises, 1969 to 1973. Soundings >100 m; sample depths ≤ 10 m. CCIW data.

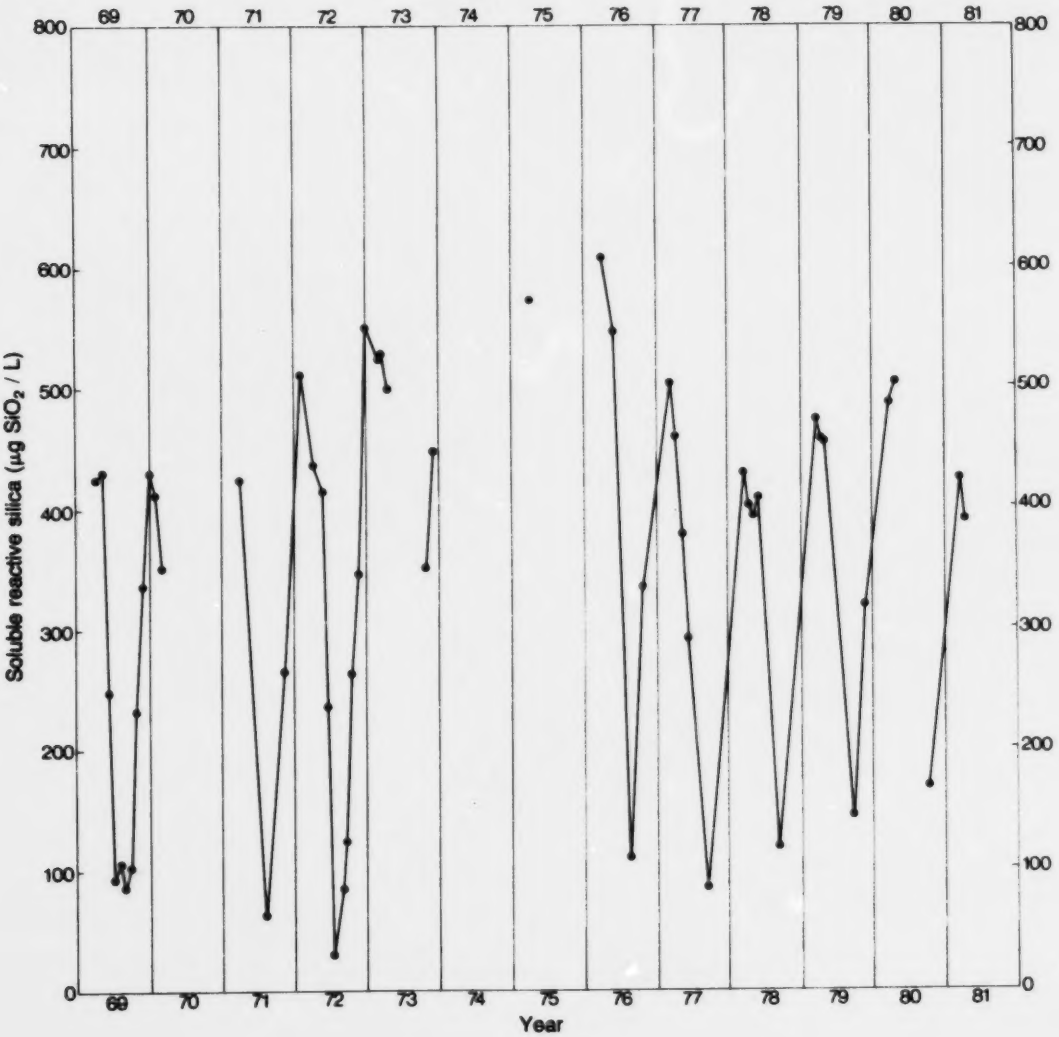


Figure 75. Soluble reactive silica in offshore near-surface waters, cruise mean values, 1969 to 1981.

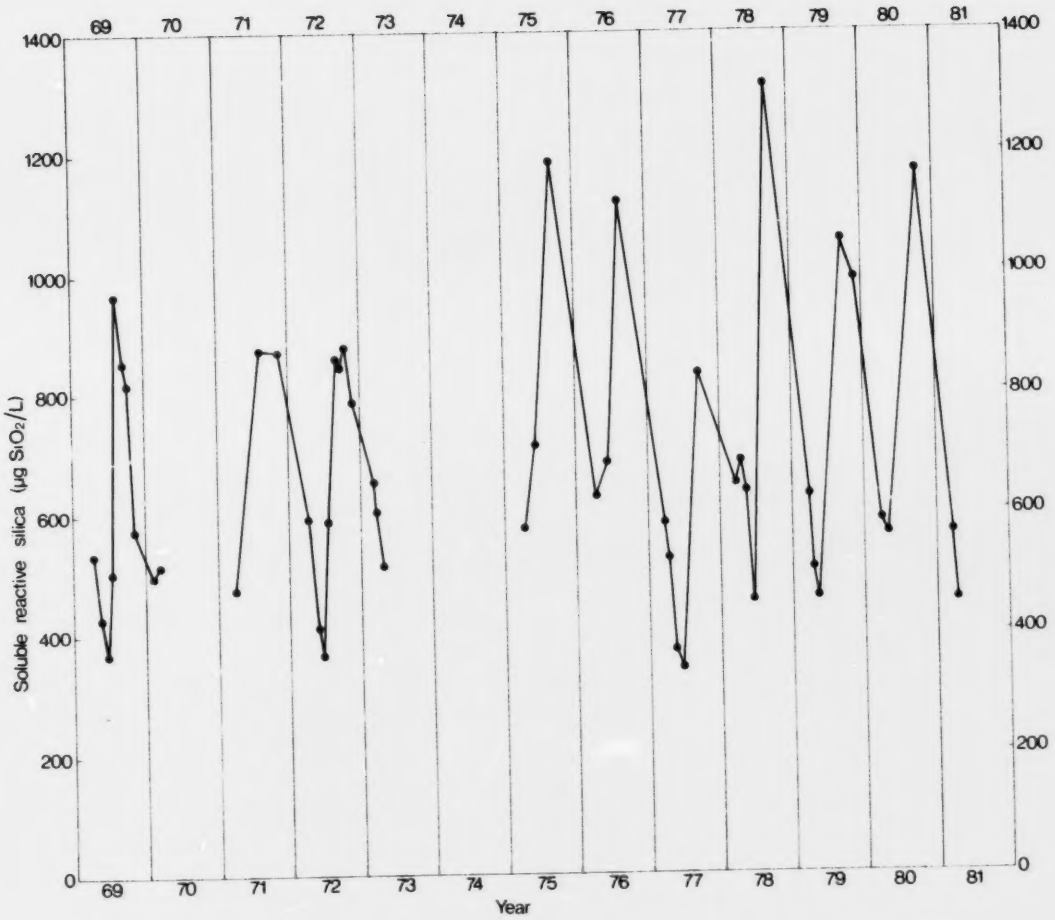


Figure 76. Soluble reactive silica in offshore near-bottom waters, cruise mean values, 1969 to 1981.

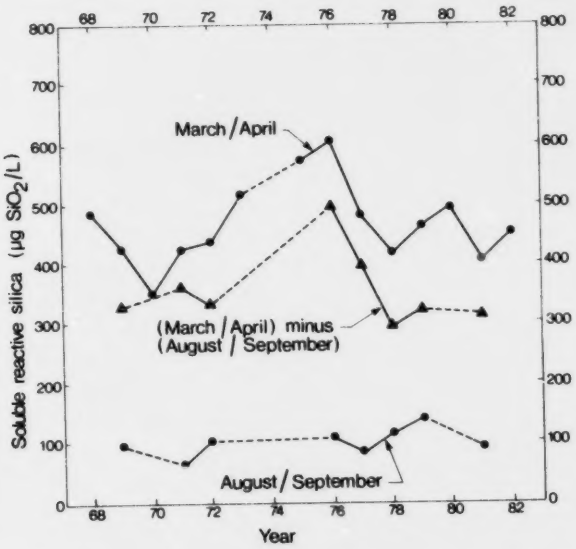


Figure 77. Mean values of soluble reactive silica in offshore near-surface waters, 1968 to 1982: winter values, summer values, and their difference. CCIW data.

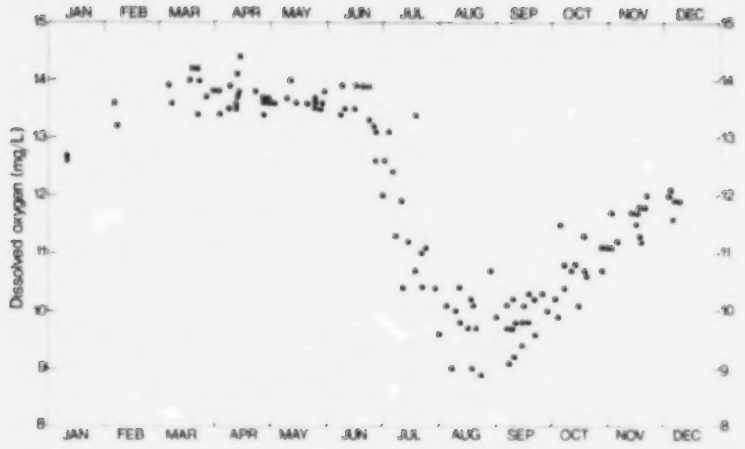


Figure 78. Dissolved oxygen (mg/L) in offshore near-surface waters, 124 cruise mean values, 1966 to 1981. Soundings >100 m; sample depths ≤ 10 m. CCIW data.

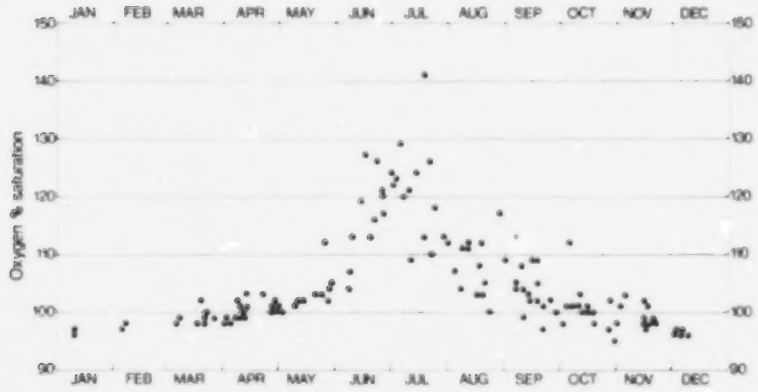


Figure 79. Oxygen percent saturation in offshore near-surface waters, 124 cruise mean values, 1966 to 1981. Soundings >100 m; sample depth ≤10 m. CCIW data.

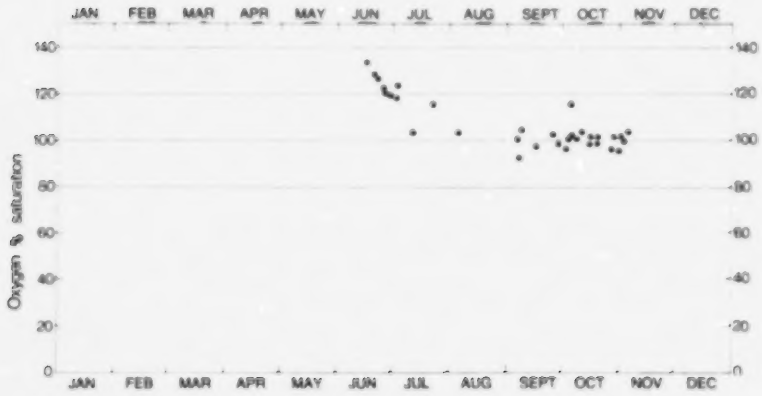


Figure 80. Oxygen percent saturation, cruise mean values at offshore stations (soundings >100 m), for samples with temperatures in the range 10°C to 15°C, from 33 cruises, 1966 to 1981. CCIW data.

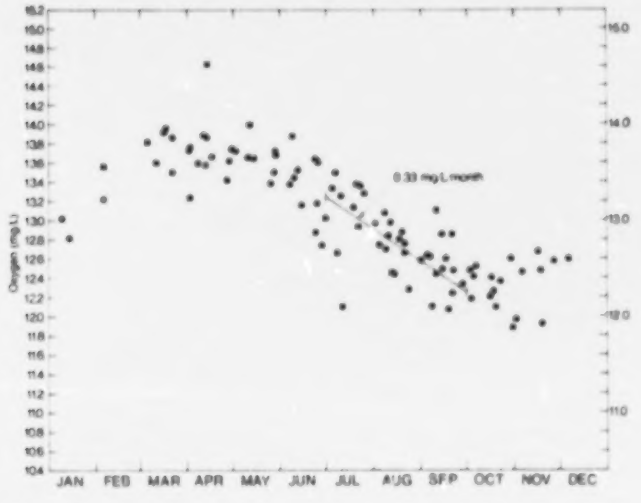


Figure 81. Dissolved oxygen (mg/L), mean values on each cruise, all years from 1966 to 1978, for samples colder than 4.00°C and not within 10 m of the lake bottom (offshore part where soundings >50 m).

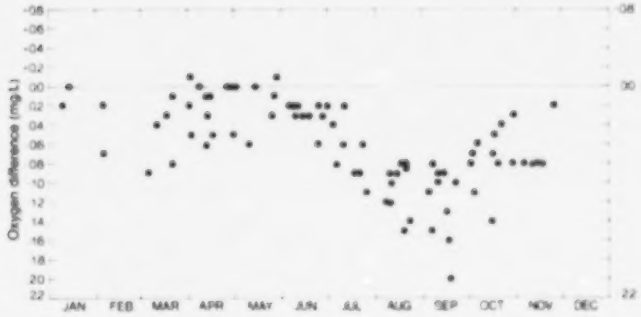


Figure 82. Dissolved oxygen (mg/L), mean values of near-bottom samples (within 10 m of bottom) minus mean values of other samples colder than 4.00°C, on each cruise, 1967 to 1978 (offshore part where soundings > 50 m).

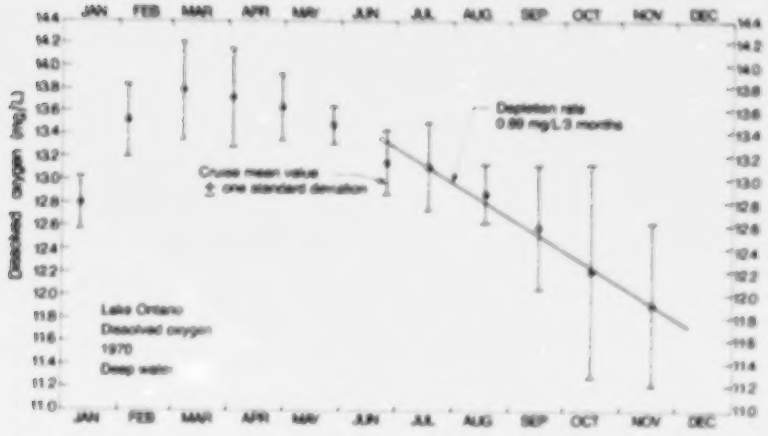


Figure 83. Dissolved oxygen (mg/L) in the deep water (samples with temperature $<4^{\circ}C$ and not within 10 m of the bottom), 1970. Data from 12 cruises of the *Martin Karlsen*.

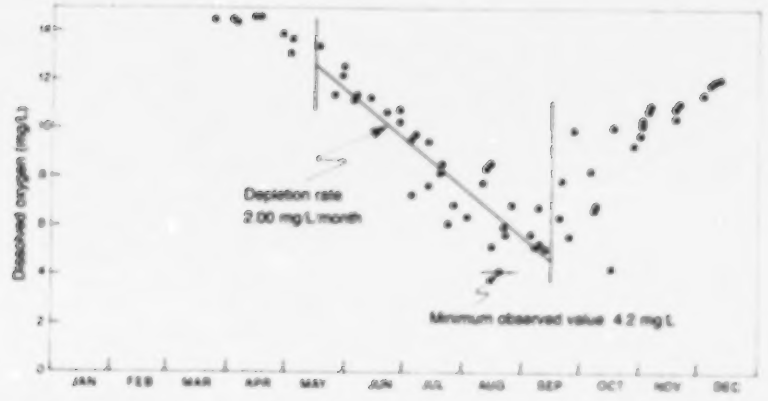


Figure 84. Seasonal cycle of dissolved oxygen in the bottom water of Prince Edward Bay (Lake Ontario), 1966 to 1975. CCIW data.

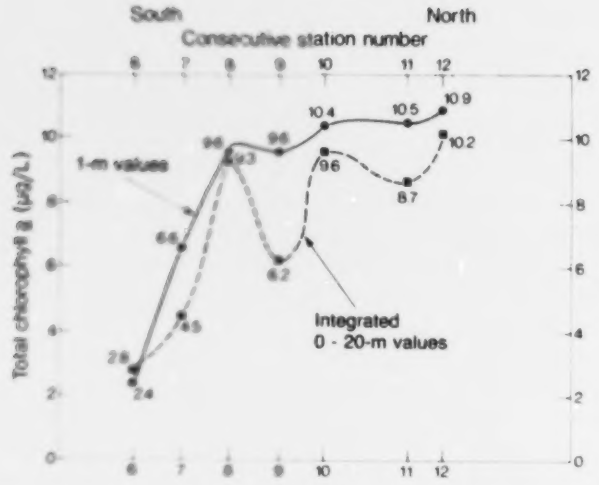


Figure 85. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", June 20, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

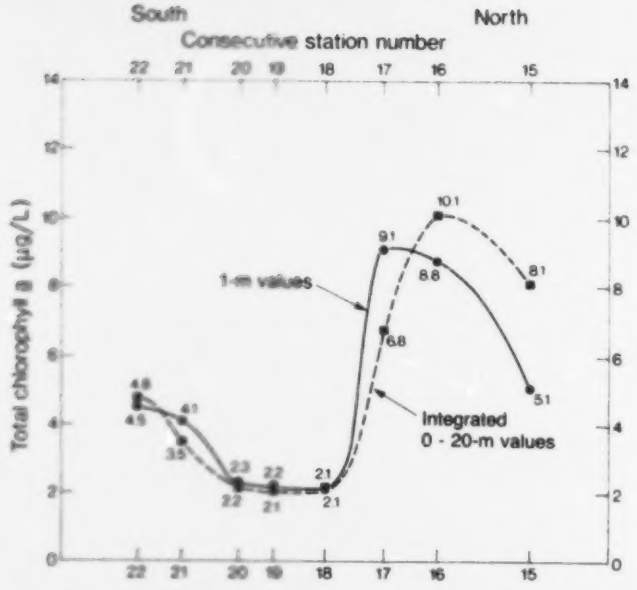


Figure 86. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", June 20 and 21, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

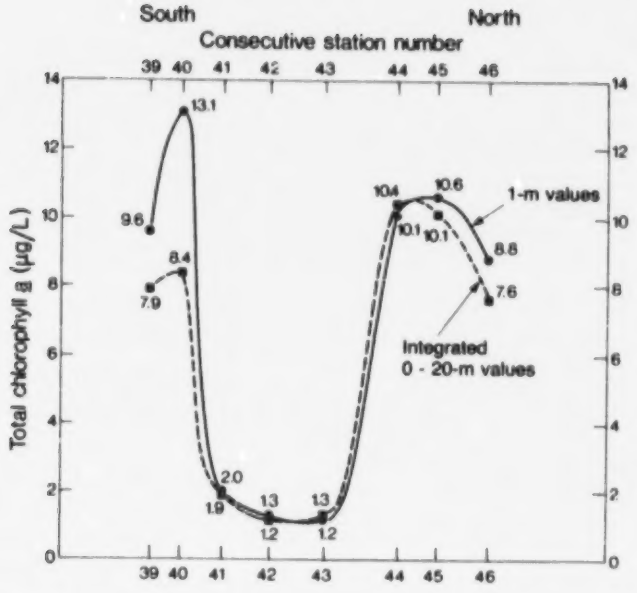


Figure 87. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", June 22 and 23, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

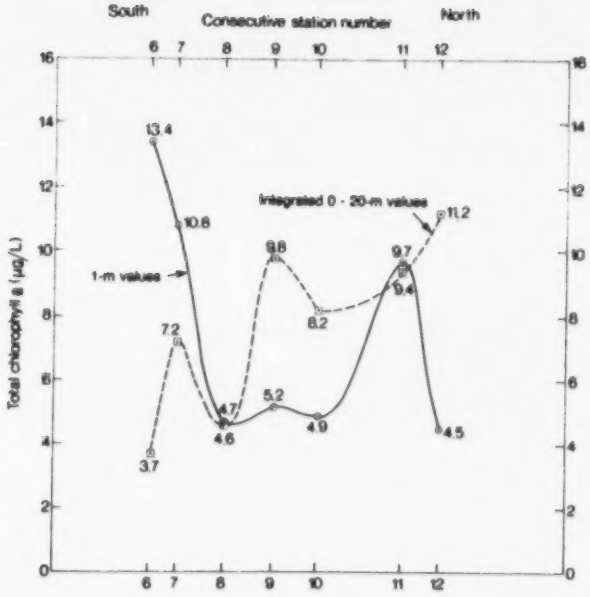


Figure 88. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", July 18, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

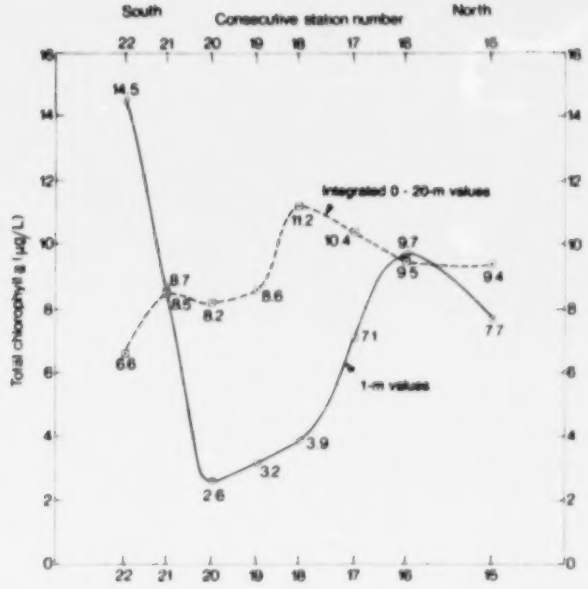


Figure 89. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", July 18 and 19, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

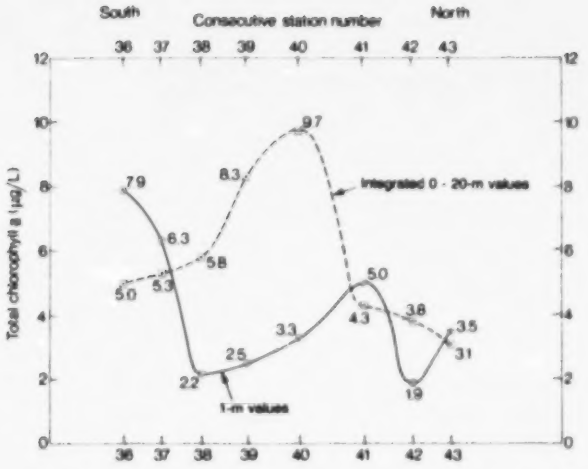


Figure 90. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", July 20 and 21, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

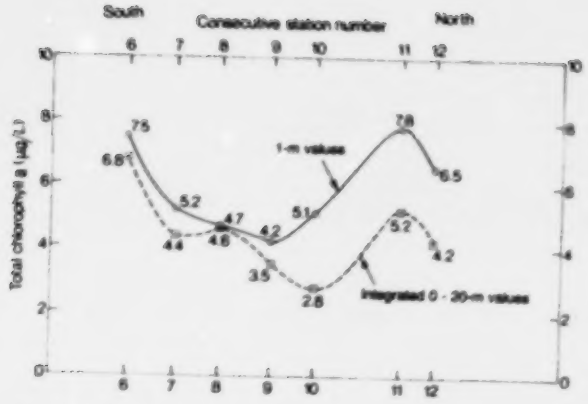


Figure 91. Total chlorophyll *a* in transverse section "A", September 6, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

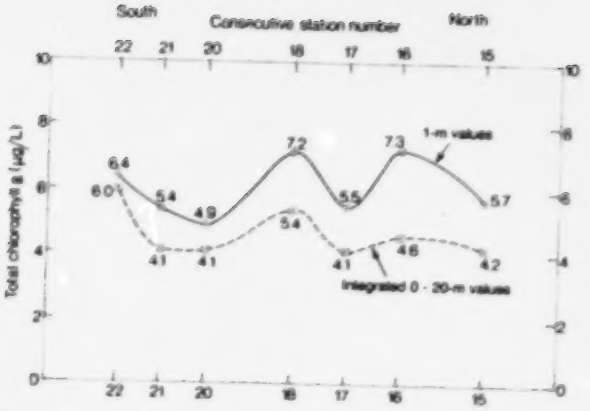


Figure 92. Total chlorophyll *a* in transverse section "B", September 6 and 7, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

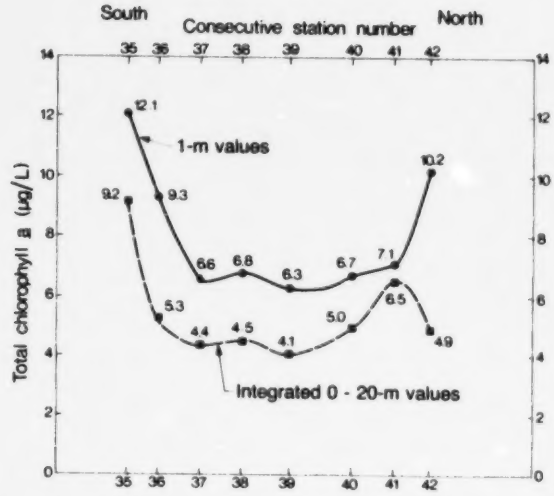


Figure 93. Total chlorophyll *a* in transverse section "C", September 8 and 9, 1972: comparison of 1-m values and integrated 0 to 20-m values. The *Martin Karlsen*.

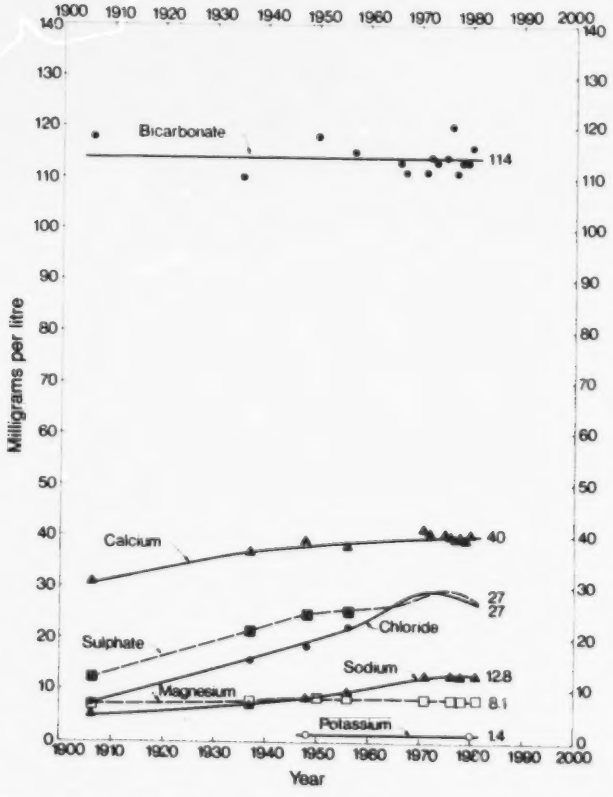


Figure 94. Trends in the concentrations of seven major ions, Lake Ontario, 1906 to 1981.

Environnement Canada Environment Canada

Atlas de chimie de l'eau du lac Ontario

H.F.H. Dobson

ÉTUDE Nº 139, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES
BURLINGTON (ONTARIO) 1985

(Available in English on request)

© Ministre des Approvisionnements et Service Canada 1985
N° de cat. En 36-502/139F
ISBN 0-662-93416-4

Nous sommes à l'aube d'une grande réussite dans le domaine du contrôle environnemental, celle de la remise en état des lacs Érié et Ontario. — James P. Bruce, 1972

À ma chère femme Carmélita et à mes filles Laura et Susan.

Table des matières

Page

RÉSUMÉ xiii

ABSTRACT xiii

RÉSUME DE L'ÉTUDE xiv

INTRODUCTION 1

LA GESTION DE LA PRODUCTIVITÉ DU LAC PAR LE CONTRÔLE DES APPORTS DE PHOSPHORE 2

Caractéristiques spatiales apportées sur des coordonnées spatiales 2

Profils verticaux 2

Le phénomène de la stratification thermique 3

Le phénomène de la remontée d'eau 4

Autres coupes verticales 5

Données sur la chimie de l'eau pour une station au milieu du lac, rapportées sur des diagrammes temps/profondeur 5

Phosphore réactif soluble : diagramme temps/profondeur 5

Diagramme temps/profondeur des nitrites : moyennes pour chaque période et profondeur pour toute la zone au large 5

Azote particulaire : diagramme temps/profondeur 6

Carbone organique particulaire : diagramme temps/profondeur 6

Rapports carbone particulaire/azote particulaire : diagramme temps/profondeur 6

Silice réactive soluble : diagramme temps/profondeur 6

Pourcentage de saturation de l'oxygène : diagramme temps/profondeur 6

Cycles saisonniers et tendances à long terme des éléments nutritifs et autres facteurs 6

Températures : cycle saisonnier 6

Phosphore réactif soluble : cycles saisonniers et tendances dans les eaux de surface et de fond 7

Phosphore total : fluctuations et tendances dans les eaux de surface au large, 1969 à 1982 7

Remarques sur les apports de phosphore externe au lac Ontario 7

Analyse des tendances des propriétés dans le lac : transparences moyennes estivales mesurées à l'aide du disque de Secchi, 1965 à 1982 8

Fluctuations et tendances de la chlorophylle *a* totale dans les eaux près de la surface au large, 1967 à 1981 8

Cycles saisonniers et tendance à long terme des nitrates + nitrites dans les eaux de surface et de fond 8

Fluctuations et tendance de l'ammoniac 8

Sommaire des tendances de l'azote combiné inorganique total : nitrates + nitrites + ammoniac 9

Azote particulaire : cycle saisonnier et tendance 9

Tendances du carbone : carbone réactif soluble indiqué par l'alcalinité et carbone organique particulaire 9

Silice réactive soluble : cycles saisonniers et tendances au large du lac Ontario 9

Oxygène dissous dans le bassin principal du lac Ontario : cycles saisonniers et tendances à long terme en eaux profondes 9

Oxygène dans les eaux de fond de la Baie Prince-Édouard 10

Table des matières (suite)

Page

ÉCHANTILLONNAGE PAR INTÉGRATION VERTICALE 10

IMPORTANCE ET TENDANCES DES IONS PRINCIPAUX ENTRE 1906 ET 1981 11

SUBSTANCES CHIMIQUES À L'ÉTAT DE TRACE 11

CONCLUSIONS 12

REMERCIEMENTS 12

RÉFÉRENCES 12

Tableaux

1. Taux d'appauvrissement de l'oxygène dissous dans les eaux profondes du lac Ontario pendant l'été, 1966 à 1981 10

2. Valeurs médianes des substances à l'état de trace au large du lac Ontario dans les années 1970 11

Illustrations

Page

Figure 1. Population, lac Ontario, 1900-2000 17

Figure 2. Courbes bathymétriques, lac Ontario 17

Figure 3. Températures en fonction de la profondeur à 32 stations, 5 au 11 septembre 1972 18

Figure 4. Phosphore réactif soluble à une station du milieu du lac en 1972 19

Figure 5. Phosphore réactif soluble à une station du milieu du lac à la fin de 1972 19

Figure 6. Phosphore réactifs soluble à une station du milieu du lac en 1973. 19

Figure 7. Chlorophylle *a* totale en fonction de la profondeur à 32 stations 17 au 21 juillet 1972 20

Figure 8. Chlorophylle *a* totale en fonction de la profondeur à 31 stations 5 au 9 septembre 1972 20

Figure 9. Nitrite en fonction de la profondeur aux stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 15 au 19 août 1966 21

Figure 10. Nitrite en fonction de la profondeur aux stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 6 au 8 aout 1967 21

Figure 11. Azote particulaire, stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 17 au 21 juillet 1972. 22

Figure 12. Azote particulaire, stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 5 au 9 septembre 1972 22

Figure 13. Écarts des valeurs de solubilité de l'oxygène dissous à diverses profondeurs à 24 stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 15 au 19 septembre 1970. 23

Figure 14. pH à 25°C en fonction de la profondeur, stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 13 au 16 septembre 1966. 23

Figure 15. Températures à une profondeur de 1 m, 29 avril au 3 mai 1968 24

Figure 16. Température à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur obtenue par sondage, à la même station, 19 au 23 juin 1972 24

Figure 17. Chlorophylle *a* totale à une profondeur de 0 m, 4 au 8 avril 1972 25

Figure 18. Chlorophylle *a* totale à une profondeur de 0 m, 1er au 3 mai 1972. 25

Illustrations (suite)

Page

Figure 19. Emplacement des trois coupes transversales et numéros séquentiels des stations dans le lac Ontario, 20 au 23 juin 1972 25

Figure 20. Températures le long de la coupe transversale A, 20 juin 1972 26

Figure 21. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 20 juin 1972 26

Figure 22. Températures le long de la coupe transversale B, 20 et 21 juin 1972 27

Figure 23. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 20 et 21 juin 1972 27

Figure 24. Températures le long de la coupe transversale C, 22 et 23 juin 1972 28

Figure 25. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 22 et 23 juin 1972 28

Figure 26. Azote particulaire à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 23 au 29 mai 1972 29

Figure 27. Azote particulaire à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 19 au 23 juin 1972 29

Figure 28. Silice réactive soluble à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 19 au 23 juin 1972 30

Figure 29. Températures à une profondeur de 1 m, 9 au 13 août 1971 30

Figure 30. Températures le long d'une coupe transversale d'Oshawa vers le sud, 16 novembre 1971 31

Figure 31. Vents à l'aéroport international de Toronto, 1er au 11 septembre 1976 31

Figure 32. Températures à une profondeur de 0 m, 7 au 11 septembre 1976 32

Figure 33. Températures à une profondeur de 20 m, 7 au 11 septembre 1976 32

Figure 34. Profondeur de la surface isotherme de 10 °C, 7 au 11 septembre 1976 32

Figure 35. Températures moyennes journalières de l'eau aux prises d'eau de Hamilton, lac Ontario, 1959 et 1960 33

Figure 36. Nitrates + nitrites à une profondeur de 1 m, 15 au 19 novembre 1971 34

Illustrations (suite)

Page

Figure 37. Nitrates + nitrites le long d'une coupe transversale d'Oshawa vers le sud, 16 novembre 1971. 34

Figure 38. Températures le long d'une coupe longitudinale de Hamilton vers l'est, 9 au 13 août 1971 35

Figure 39. Emplacements des trois coupes transversales et numéros séquentiels des stations dans le lac Ontario, 18 au 21 juillet 1972. 35

Figure 40. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 18 juillet 1972. 36

Figure 41. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 18 et 19 juillet 1972. 36

Figure 42. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 20 et 21 juillet 1972 36

Figure 43. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 6 septembre 1972. 37

Figure 44. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 6 et 7 septembre 1972 37

Figure 45. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 8 et 9 septembre 1972 37

Figure 46. Nitrates + nitrites le long d'une coupe longitudinale de Hamilton vers l'est, 15 au 19 novembre 1971 38

Figure 47. Silice réactive soluble le long d'une coupe longitudinale de Hamilton vers l'est, 15 au 19 novembre 1971 38

Figure 48. Phosphore réactif soluble en fonction de la date et de la profondeur à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973 39

Figure 49. Nitrite en fonction de la date et de la profondeur : valeurs moyennes au large où la profondeur, obtenue par sondages, est > 100 m, 1966 39

Figure 50. Nitrite en fonction de la date et de la profondeur : valeurs moyennes au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 1967 40

Figure 51. Azote particulaire à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973. 40

Figure 52. Carbone organique particulaire à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973 41

Figure 53. Rapport massique du carbone organique particulaire et de l'azote particulaire à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973 41

Illustrations (suite)

Page

Figure 54. Silice réactive soluble en fonction de la date et de la profondeur à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973 42

Figure 55. Oxygène dissous en fonction de la date et de la profondeur à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973 42

Figure 56. Cycle saisonnier des températures moyennes de surface à chacune des missions au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 1966 à 1979. 43

Figure 57. Phosphore réactif soluble : cycle saisonnier dans les eaux de surface au large, 1968 à 1972; observations lors de 27 missions des frégates du CCEI 43

Figure 58. Phosphore réactif soluble : valeurs moyennes dans les eaux près de la surface à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m. Missions des frégates du CCEI, 1969 à 1982 44

Figure 59. Phosphore réactif soluble dans les eaux près de la surface au large, mars et avril 1969 à 1983 44

Figure 60. Phosphore réactif soluble : valeurs moyennes dans les eaux près du fond à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m. Missions des frégates du CCEI, 1969 à 1982 45

Figure 61. Phosphore total dans les eaux près de la surface à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, 1969 à 1982 45

Figure 62. Transparence selon la profondeur, méthode du disque de Secchi, valeurs moyennes estivales (juillet, août et septembre), 1965 à 1982, au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m. 46

Figure 63. Chlorophylle *a* et phaéopigments dans les eaux près de la surface au large; valeurs moyennes des missions, 1967 à 1981. 46

Figure 64. Chlorophylle *a* totale : valeurs moyennes pour août et septembre dans les eaux près de la surface au large, 1967 à 1981. 47

Figure 65. Nitrates + nitrites dans les eaux près de la surface au large, valeurs moyennes des missions 1968 à 1981 47

Figure 66. Nitrates + nitrites : valeurs moyennes dans les eaux près de la surface au large, mars et avril 1968 à 1981 48

Figure 67. Nitrates + nitrites dans les eaux près du fond au large, valeurs moyennes des missions, 1969 à 1981. 48

Figure 68. Ammoniac dans les eaux près de la surface au large, 1969 à 1981 49

Figure 69. Nitrates + nitrites + ammoniac, 1968 à 1982. 50

Illustrations (suite)

Page

Figure 70. Azote particulaire dans les eaux près de la surface au large, valeurs moyennes des missions, 1972 à 1979. 50

Figure 71. Azote particulaire : valeurs moyennes pour août et septembre dans les eaux près de la surface au large, 1972 à 1981 50

Figure 72. Alcalinité dans les eaux à la surface au large : période de renouvellement des eaux printanières, été (1er août au 15 septembre) et la différence 51

Figure 73. Carbone organique particulaire : valeurs moyennes pour août et septembre dans les eaux près de la surface au large, 1972 à 1981 51

Figure 74. Silice réactive soluble : cycle saisonnier dans les eaux près de la surface au large; valeurs moyennes des missions et un écart-type pour 30 missions, 1969 à 1973 52

Figure 75. Silice réactive soluble dans les eaux près de la surface au large; valeurs moyennes des missions, 1969 à 1981. 52

Figure 76. Silice réactive soluble dans les eaux près du fond au large; valeurs moyennes des missions, 1969 à 1981. 53

Figure 77. Valeurs moyennes de silice réactive soluble dans les eaux près de la surface au large, 1968 à 1982; valeurs hivernales, valeurs estivales et leur différence 53

Figure 78. Oxygène dissous dans les eaux près de la surface au large : 124 valeurs moyennes des missions, 1966 à 1981. 54

Figure 79. Saturation en oxygène (%) dans les eaux près de la surface au large : 124 valeurs moyennes des missions, 1966 à 1981. 54

Figure 80. Saturation en oxygène (%) : valeurs moyennes des missions à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est > 100 m, pour des échantillons dont les températures varient entre 10 °C et 15 °C et qui sont recueillis lors de 33 missions, 1966 à 1981 54

Figure 81. Oxygène dissous : valeurs moyennes pour chacune des missions, tous les ans, 1966 à 1978, pour des échantillons dont la température est < 4.00 °C situés à plus de 10 m du fond du lac 55

Figure 82. Oxygène dissous : valeurs moyennes d'échantillons près du fond (à moins de 10 m du fond) moins valeurs moyennes d'autres échantillons dont la température est < 4.00 °C, pour chacune des missions, 1967 à 1978. 55

Figure 83. Oxygène dissous en eau profonde (échantillons à plus de 10 m du fond dont la température est < 4 °C), 1970. 56

Illustrations (suite)

Page

Figure 84. Cycle saisonnier de l'oxygène dissous dans les eaux de fond de la baie Prince-Édouard (lac Ontario), 1966 à 1975 56

Figure 85. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 20 juin 1972 57

Figure 86. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 20 et 21 juin 1972 57

Figure 87. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 22 et 23 juin 1972 58

Figure 88. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 18 juillet 1972 58

Figure 89. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 18 et 19 juillet 1972 59

Figure 90. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 20 et 21 juillet 1972 59

Figure 91. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 6 septembre 1972 60

Figure 92. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 6 et 7 septembre 1972 60

Figure 93. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 8 et 9 septembre 1972 61

Figure 94. Tendance des concentrations de sept ions principaux, lac Ontario, 1906 à 1981 61

Résumé

Cet atlas contient une évaluation fédérale des résultats de la réduction des apports de phosphore dans le lac Ontario au cours des années 1970, y compris la diminution de la concentration du phosphore dans le lac. Il décrit aussi les tendances relatives à d'autres indicateurs de la déseutrophisation. La transparence, mesurée par la profondeur au disque de Secchi, et le taux d'appauvrissement en oxygène en été sont demeurés assez stables au cours des années 1970; la situation aurait empiré si aucune mesure n'avait été prise pour lutter contre le phosphore. La concentration du carbone organique particulaire dans les eaux de surface au large en août et septembre a diminué de façon continue de 20 % de 1975 à 1981.

Sont également présentés les aspects chimiques et biologiques de la stratification thermique au printemps et des remontées et descentes d'eau à la grandeur du lac sous l'action des vents en été. En juillet 1972, un maximum notable de la concentration de la chlorophylle a été observé à une profondeur d'environ 10 m dans tout le lac. Les diatomées produites au printemps se trouvaient près du fond du lac en été, comme l'indiquaient l'abondance des matières organiques particulaires et la libération près du fond de silice réactive soluble. La concentration des nitrates et nitrites en mars et avril a augmenté de façon continue : elle est passée de 215 μg N/L en 1968 à 340 μg N/L en 1981. On a observé une concentration résiduelle des nitrates et nitrites dans les eaux de surface à la fin de l'été dans les dernières années (environ 100 μg N/L). Compte tenu d'une diminution du phosphore et d'une augmentation des rapports N:P, cela signifie qu'il n'y aura pas d'écumes ni de poussées de cyanophytes nuisibles.

En résumé, grâce au programme de lutte contre le phosphore et à une augmentation opportune de l'azote soluble réactif, le lac Ontario présente de très bonnes conditions métaboliques, et plus précisément des teneurs modérées en phosphore et en plancton, les poussées planctoniques ont été freinées, et les conditions en ce qui concerne l'oxygène ont été rendues excellentes. On recommande fortement la poursuite du programme dans le lac Ontario, ainsi que dans le lac Érié en amont, afin de maintenir des conditions trophiques idéales dans le lac Ontario.

Abstract

This atlas contains a broad assessment of the results of phosphorus loading reduction in Lake Ontario in the 1970s, including the in-lake phosphorus concentration reduction. It also describes trends of other indicators of recovery from eutrophication. The summer Secchi depths and summer oxygen depletion rates were fairly stable in the 1970s, whereas they would have worsened without phosphorus control. Particulate organic carbon in offshore surface waters during August/September declined steadily by 20% from 1975 to 1981.

Also illustrated are the chemical/biological aspects of the springtime thermal bar, and lakewide upwelling/downwelling in response to winds in summer. In July 1972, there was a prominent lakewide chlorophyll maximum at a depth of about 10 m. The springtime diatom crop was located near the lake bottom in summer, as indicated by abundant particulate organic matter and near-bottom release of soluble reactive silica. March/April nitrate + nitrite had steadily increasing values, from 215 μg N/L in 1968 to 340 μg N/L in 1981. There was a residual level of nitrate + nitrite in surface waters during late summer in the later years, amounting to about 100 μg N/L, which, along with decreased phosphorus and increased N:P ratios, means that troublesome blue-green algal blooms and scums will not occur.

In summary, the phosphorus control program and a fortuitous increase of soluble reactive nitrogen have resulted in very good metabolic conditions in Lake Ontario, with moderate phosphorus and plankton content, prevention of troublesome plankton blooms, and excellent oxygen conditions. It is strongly recommended that the phosphorus loading control program for Lake Ontario and upstream Lake Erie be continued, to maintain the presently ideal trophic conditions in Lake Ontario.

Résumé de l'étude

Le lac Ontario a été étudié au moyen des méthodes de chimie analytique depuis 1966. La plupart des données obtenues sont présentées et interprétées dans le présent atlas. Trois caractéristiques structurales, la stratification thermique au printemps, la remontée d'eau intermittente en été et un maximum de la concentration de chlorophylle en juillet, ont nécessité un programme d'échantillonnage détaillé pour l'évaluation des conditions trophiques. La déseutrophisation récente du lac est une réussite importante dans l'histoire du contrôle environnemental. Les teneurs en phosphore dans le lac ont presque atteint le niveau idéal. Sur quatre indicateurs trophiques, seule la concentration de carbone organique particulaire a, comme celle du phosphore, diminué à cause peut-être, de la biomasse importante du zooplancton. L'augmentation de la proportion d'azote par rapport au phosphore, causée par un excès de nitrate et une quantité moindre de phosphore entravera probablement la formation de cyanophycées nocives. Les gouvernements et le public pourront être fiers du choix qu'ils ont fait pour contrôler les charges de phosphore, et cette lutte doit se poursuivre, surtout en sachant que la population continue de s'accroître.

Atlas de chimie de l'eau du lac Ontario

H.F.H. Dobson

INTRODUCTION

Le lac Ontario est situé juste en aval du cordon des Grands lacs; il reçoit les eaux du lac Érié et les eaux de ruissellement de son propre bassin hydrographique. Le bassin de population qui utilise les eaux du lac Ontario comme eau potable, à des fins industrielles et récréatives ainsi que pour la pêche s'accroît (figure 1). Ces dernières décennies ont vu la détérioration de la qualité des eaux du lac Ontario par suite de l'accroissement d'influences anthropiques néfastes. Dans les années 1960 et 1970, le problème le plus visible était l'eutrophisation accompagnée d'une augmentation dans l'abondance du phytoplancton pélagique et du nombre de plages contaminées par l'algue de rivage *Cladophora*. À la fin des années 1970, l'eutrophisation était, dans une certaine mesure, contrôlée. En effet, l'utilisation de détersif pauvre en phosphore, puis l'élimination du phosphore dans les installations municipales d'épuration des eaux, mesures de redressement qui se poursuivent, ont permis de diminuer les apports de phosphore et d'obtenir des valeurs idéales. Comme nous le montrerons, ce sont les mesures de contrôle du phosphore qui ont permis d'atteindre dans les années 1980, le niveau d'eutrophisation visé dans le lac Ontario. L'atlas comporte surtout des renseignements scientifiques concernant les sels nutritifs du bassin principal du lac Ontario.

Bien que le contrôle des apports de phosphore et, par le fait même, le retour à la productivité de base du lac Ontario ait connu un certain succès, nous devons, à l'heure actuelle, faire face à un nouveau problème : la contamination des poissons, notamment des gros poissons, et peut-être également celle de l'eau potable, par des composés chimiques à l'état de trace introduits dans le milieu par les activités industrielles, agricoles et le traitement des eaux. Les composés ont récemment été étudiés dans le lac à l'aide d'instruments sensibles de chimie analytique moderne (Allan et coll., 1983). Le présent atlas ne traite pas des poisons à l'état de trace dans les eaux et le biote du lac Ontario, mais analyse brièvement certaines données sur les métaux à l'état de trace.

D'autres atlas traitant des sels nutritifs du lac Ontario ont déjà été publiés, mais celui-ci est différent parce qu'il se sert de bases de données beaucoup plus importantes. En effet, on trouvera ici une représentation graphique globale de la structure du lac (caractéristiques spatiales et temporelles) et de ses tendances. La province d'Ontario (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1980) a récemment publié un atlas des eaux littorales canadiennes au printemps. Le présent atlas est différent parce qu'il traite des eaux de tout le lac sur de nombreuses années. E.R. Allen (1977) a produit un atlas qui traite d'une partie de la recherche scientifique sur le lac, mais sans tenter, comme nous le faisons ici, d'apporter une nouvelle base de données plus importante.

Depuis 1966, le Centre canadien des eaux intérieures (CCEI), situé à l'extrémité ouest du lac Ontario dans le port de Hamilton et la ville de Burlington, effectue des mesures de la qualité de l'eau dans tout le lac Ontario, notamment sur la présence d'éléments nutritifs pour les végétaux, l'abondance du phytoplancton, et la teneur en oxygène dissous. Le Centre a des activités variées et effectue notamment, à l'aide de frégates de type océanographique, des levés de la qualité de l'eau dans le bassin principal et dans la zone de sortie du nord-est du lac Ontario à des intervalles approximatifs d'un mois (Kwiatkowski et Neilson, 1983). Une grande partie des données recueillies au cours de ces levés est présentée ici sous forme de graphiques divers, et les distributions sont expliquées dans le texte. Les graphiques et le texte fournissent donc une nouvelle géographie chimique du lac Ontario.

Les données qui proviennent des levés sont stockées dans des voûtes et dans un système informatisé au CCEI de Burlington. Les méthodologies précises utilisées pour mesurer un paramètre possèdent un numéro de code spécial. Il existe une liste des méthodes qui correspondent à tous les numéros de code (CCEI, 1982). Le groupe responsable des analyses chimiques s'est vraiment efforcé d'obtenir des données précises et conséquentes. Les données douteuses ont été rejetées et n'ont pas été consignées dans les fichiers. Des valeurs extrêmes peuvent parfois apparaître, mais elles sont souvent dues à une erreur de perforation. Les valeurs moyennes des missions effectuées dans chacun des bassins du lac Ontario, et qui apparaissent plus loin dans le présent atlas, ont donc été établies sans tenir compte des valeurs extrêmes.

On trouvera dans les études suivantes une description des méthodes analytiques utilisées au CCEI : Chawla et Traversy (1968); Traversy (1971); Philbert (1973); Philbert et Traversy (1973); Strachan (1973); Carew et Williams (1975); Philbert et coll. (1975); et Environnement Canada (1983). Le programme de contrôle de la qualité analytique interlaboratoires qui se poursuit dans la région des Grands lacs (Aspila et coll., 1983) a été bien réalisé à ce dernier laboratoire.

Pour réunir les données, la série d'observations à long terme sur la qualité de l'eau du lac Ontario est disponible sous deux formes : des listes de données numériques pour chaque mission, station et profondeur, présentées sous forme de «rapport», et ces mêmes informations pour toutes les missions stockées dans l'ordinateur principal du CCEI. Les graphiques qui contiennent les valeurs individuelles ainsi que les isolignes ont été tracés à la main. Cependant, pour établir les cycles saisonniers et les tendances à long terme, ce sont surtout les valeurs moyennes de chacune des missions, pour les masses d'eau peu profondes ou les masses d'eau très profondes au large (profondeur obtenue par sondage >100 m) qui ont été utilisées. Il s'agit de valeurs moyennes épurées, calculées automatiquement, puis tracées à la main. Le programme de moyennes fournit une liste d'autres facteurs, par exemple, l'écart-type, le nombre de valeurs, l'effet de l'élimination des valeurs extrêmes, la température moyenne associée et la date moyenne de la sous-série de données. Ces données pourraient servir de base à une recherche en modélisation limnologique que pourraient susciter les données présentées dans cet atlas.

Le lac Ontario est un lac très important (figure 2) : sa longueur est de 309 km (192 milles terrestres), sa largeur moyenne de 60 km (37 milles terrestres), sa profondeur moyenne de 86 m (280 pieds). Le rapport de sa longueur à sa profondeur moyenne est de 3600 : 1. Plongeons-nous maintenant dans l'étude de ce lac, ou, pourrions-nous même dire, de ce petit océan, et observons les distributions de ses composantes chimiques.

LA GESTION DE LA PRODUCTIVITÉ DU LAC PAR LE CONTRÔLE DES APPORTS DE PHOSPHORE

Caractéristiques spatiales rapportées sur des coordonnées spatiales

Profils verticaux

Les profils verticaux de la concentration en fonction de la profondeur illustrent de façon simple la stratification ou structure verticale. Une stratification biochimique se développe dans les lacs tempérés, au printemps et en été, en présence d'une stratification thermique. Cette stratification disparaît lorsqu'un mélange vertical important se produit jusqu'au fond du lac, ce qui, comme nous le verrons, est le cas dans ce lac en décembre et janvier et en mai et juin.

Profils de la température de l'eau

Une thermocline dont la densité varie de façon continue avec la profondeur, peut être inversée sous l'effet du vent et peut même présenter des vagues. Dans le profil vertical ces vagues ont des signatures en forme de structure fine.

Les échantillons prélevés à certaines profondeurs ponctuelles dans une thermocline ne permettent pas nécessairement d'obtenir la structure fine des profils de chimie de l'eau. L'observateur doit souvent se contenter d'un échantillonnage limité afin d'obtenir un nombre d'analyses chimiques relativement petit pour chacun des levés.

La figure 3 donne certaines données sur les températures du lac Ontario à 32 stations pour différentes profondeurs en septembre 1972. À des profondeurs de 10 m à 40 m, les températures variaient pour chacune des profondeurs. Au-dessus de 10 m, on observe une couche de surface mélangée par le vent ou formée à cause d'un refroidissement qui apparaît. À plus de 50 m, les températures se situent autour de 4 °C.

Profils du phosphore réactif soluble

Les figures 4, 5 et 6 montrent les profils verticaux du phosphore réactif soluble à une station au milieu du lac à divers moments en 1972 et 1973. Cette fraction de phosphore dissous est celle qui est le plus facilement absorbée par les algues pour leur croissance. Les profils les plus homogènes sont ceux de mai et juin (figure 4), à un moment de l'année où toute la colonne d'eau, à cet endroit du lac, se mélangeait par descente d'eau ou convection par suite du réchauffement en surface de 3 °C à 4 °C. Plus tard, durant l'été, la couche de surface mélangée vint à manquer de cette fraction de phosphore (figures 4 et 5). Au milieu de l'hiver, une certaine stratification est apparue en profondeur (figure 6)

Profils de la chlorophylle *a* totale

En été, dans la couche supérieure de 25 m du lac Ontario, les valeurs de chlorophylle variaient énormément (figures 7 et 8). En juillet 1972, les valeurs les plus élevées apparaissaient à 10 m de profondeur (figure 7); en septembre de la même année, ces valeurs se retrouvaient à la surface du lac (figure 8). Par suite de la gamme étendue des valeurs,

les distributions spatiales synoptiques doivent être indiquées pour les eaux de la couche supérieure (voir plus loin dans le présent atlas). À cause de cette importante variabilité, les variations interannuelles et les tendances à long terme de l'abondance de phytoplancton dans le lac Ontario seront difficiles à percevoir.

Profils du nitrite

Le nitrite peut être produit par des bactéries, à un stade intermédiaire de nitrification ou de dénitrification; il peut également être sécrété par le phytoplancton. Le nitrite a été mesuré au cours des premiers levés effectués dans le lac Ontario. Un maximum de nitrite d'environ 15 µg/L de N, à des profondeurs voisines de 30 m, a été observé en août 1966 et en août 1967 (figures 9 et 10).

Profils de l'azote particulaire

Les profils verticaux de l'azote particulaire de juillet 1972 et septembre 1972 (figures 11 et 12) ressemblent aux profils correspondants pour la chlorophylle (figures 7 et 8).

Profil vertical de l'oxygène dissous en septembre

La solubilité de l'oxygène dans l'eau à la surface du lac Ontario varie en fonction de la température de l'eau de la façon suivante :

°C	mg O_2/L
0.0	14.4
5.0	12.6
10.0	11.2
15.0	10.0
20.0	9.0
25.0	8.2

L'écart par rapport à l'équilibre atmosphérique est généralement mesuré par la valeur de saturation en oxygène (%) :

$$\frac{\text{mg } O_2 \text{ observé/L}}{\text{solubilité (mg } O_2\text{/L) à la même température}} \times 100\ \%$$

Une autre manière de montrer l'écart des valeurs d'équilibre de l'air est de donner les écarts absolus pour ces valeurs : O_2 observé (mg/L) *moins* la valeur de solubilité (O_2 mg/L) pour la même température.

La distribution verticale des écarts d'oxygène aux stations du large à la mi-septembre 1970 (figure 13) montre un faible écart positif à la surface, un minimum avec écart négatif autour de 30 m, un important maximum à écarts légèrement négatifs de 50 à 100 m et, plus bas, des écarts dispersés dont la moyenne est d'environ 2 mg/L de O_2 ou 11 mg/L de concentration d'oxygène dans de l'eau à 4 °C dont la valeur de solubilité est de 13 mg/L. Pour les poissons, les effets néfastes apparaissent à des valeurs inférieures à 6 ou 4 mg/L de O_2 (Davis, 1975). Les teneurs en oxygène du bassin principal du lac Ontario sont donc satisfaisantes.

Profil vertical du pH

En septembre 1966 le pH du lac Ontario variait entre 7.8 et 8.6; en profondeur, les valeurs étaient en moyenne de 8.1 et en surface de 8.4 (figure 14). Il s'agit de valeurs semblables à des valeurs océaniques. Dans les eaux du fond du centre du lac Érié, le pH atteint environ 7.2 à la fin de l'été, accompagnant l'accroissement de dioxyde de carbone lorsque l'oxygène dissous est presque entièrement épuisé. Pour savoir si les valeurs du pH dans les Grands lacs sont influencées par les «pluies acides», par exemple dans le lac Supérieur, des études plus poussées sont nécessaires.

Le phénomène de la stratification thermique

L'eau douce a une densité maximale à 4 °C; dans un très grand lac, cela entraîne un phénomène particulier lors de la période du réchauffement printanier. L'eau plus froide que 4 °C, lorsqu'elle est réchauffée à la surface, circule dans un plan vertical parce que la partie supérieure réchauffée est plus lourde. Mais, l'eau plus chaude que 4 °C, réchauffée à la surface, entraîne une stratification de la colonne d'eau parce que la flottabilité de la partie supérieure réchauffée devient supérieure. Au printemps, dans un grand lac très large, un noyau d'eau froide non stratifiée à convection verticale se forme au large et un anneau d'eau chaude stratifiée se forme sur le littoral. À la surface du lac, l'isotherme de 4 °C se rétrécit graduellement en direction de la partie plus profonde du lac, et lorsque toute la surface du lac passe à une température supérieure à 4 °C, à la fin du printemps, une thermocline se forme rapidement dans tout le lac. Dans le lac Ontario, c'est généralement vers le 20 juin que se produit cette transition.

Le phénomène de la stratification thermique influence les éléments nutritifs et le phytoplancton dans les Grands lacs surtout par son action sur l'éclairement des eaux de la couche supérieure. Dans les eaux côtières stratifiées, la profondeur de brassage est faible, les conditions d'éclairement sont bonnes et il y a production de végétaux. Dans la partie au large, la couche en surface mélangée a une épaisseur de 100 m ou plus, ses conditions moyennes d'éclairement sont faibles et la production végétale par

unité de volume est minimale dans la saison qui précède la stratification.

Dans les sections suivantes, on trouve des observations faites lorsqu'il y avait une «stratification thermique» dans le lac Ontario.

Température et chlorophylle *a* totale

Le 1er mai 1968, l'eau de température supérieure à 4 °C était discontinue le long des rives du lac Ontario, et la plus grande partie de la surface du lac avait toujours une température inférieure à 4 °C (figure 15).

Le 21 juin 1972, la stratification thermique s'étendait bien au large, là où les sondages révélaient une profondeur d'environ 160 m (figure 16). Du côté rive de la bordure du noyau froid de convection, les températures de surface atteignaient 8 °C à 16 °C. Dans le noyau froid, les températures de surface étaient voisines de 4 °C et commençaient tout juste à se réchauffer.

Au début d'avril et de mai 1972, les concentrations superficielles de chlorophylle étaient d'environ 2 µg/L dans le noyau froid et de beaucoup supérieures dans des zones irrégulièrement distribuées le long de la rive (figures 17 et 18).

Vers le 22 juin 1972, les coupes verticales nord-sud des températures et du taux de chlorophylle (figure 19) montraient l'influence très grande de la stratification thermique sur l'abondance du phytoplancton à cause de l'éclairement variable. La teneur en chlorophylle, d'environ 3 µg/L à la surface du lac, indique l'emplacement de la stratification thermique sur les coupes (figures 20 à 25). Sur la coupe la plus à l'ouest, A, la thermocline s'est déjà étendue à travers toute la coupe, mais sur les deux autres coupes, plus à l'est, là où le lac Ontario est le plus profond, persistait toujours un noyau où la teneur en chlorophylle était très faible, soit environ 2 µg/L. Chaque année, la couche d'eau chaude est plus large au nord qu'au sud, parce que les zones les plus profondes du lac Ontario sont plus près de la rive sud. La stratification thermique tend à suivre les courbes de niveau du fond à un endroit donné, à tout moment du printemps, à mesure qu'elle se déplace vers le large.

Azote particulaire : différences entre la côte et le large

Les teneurs en azote particulaire à 1 m de profondeur, à chaque profondeur (pour indiquer la distance de la rive), sont illustrées aux figures 26 et 27 pour le 26 mai et le 21 juin 1972. À la figure 27, les valeurs inférieures aux points situés le plus près du rivage peuvent refléter les effets de bordure, par exemple le brassage vertical accru ou la remontée d'eau.

Silice réactive soluble

Les éléments nutritifs réactifs solubles ont tendance à être épuisés au printemps dans les eaux de surface du côté de la rive de la stratification thermique, mais demeurent abondants dans le noyau froid au large (p. ex. figure 28 : silice réactive soluble le 21 juin 1972). Cela est conforme au fait qu'au printemps, seule la portion littorale produit une quantité abondante de phytoplancton.

Le phénomène de la remontée d'eau

Distributions des températures lors des remontées d'eau

En été, la thermocline d'un lac peut s'incliner sous l'action du vent. La thermocline est déplacée vers le bas du côté sous le vent et vers le haut du côté au vent. Dans un cas extrême, la masse d'eau la plus froide de l'hypolimnion peut apparaître le long de la rive exposée au vent. Dans un lac aussi vaste que le lac Ontario, la zone froide de la surface du lac se trouve quelque peu à gauche de la direction dans laquelle souffle le vent, à cause de la rotation de la terre. Les vents d'ouest sont courants au-dessus du lac Ontario et la remontée d'eau se produit généralement au voisinage de Toronto et d'Oshawa. Un exemple en est donné à la figure 29.

En automne, les différences de densité associées à la stratification thermique sont très faibles, les vents sont parfois plus importants et les mouvements des isothermes peuvent donc être plus larges (p. ex. figure 30).

Les vitesses et les directions du vent sont bien sûr extrêmement variables. De plus, la pression exercée sur la surface de l'eau est proportionnelle au carré de la vitesse et est donc aussi extrêmement variable. La figure 31 donne un exemple des vents d'été pendant 11 jours. Les distributions de températures dans la partie supérieure du lac Ontario vers la fin de cette période sont cartographiées aux figures 32, 33 et 34. Ces mouvements de remontée et de descente d'eau sont caractéristiques de tout le lac. Les distributions aléatoires des masses d'eau et des éléments nutritifs doivent être à l'origine de la variabilité extrême de la croissance du phytoplancton.

Bien que le présent atlas traite surtout de la partie au large du lac Ontario, il convient dans l'étude de la remontée d'eau, d'en montrer les effets extrêmes au rivage. Les variations des températures de l'eau à la prise d'eau de Hamilton en 1959 et 1960 (figure 35) montrent que les épisodes de remontée d'eau sont différents chaque année,

et qu'il était impossible de les prévoir parce que les vents ne peuvent être prévus.

Redistribution des éléments nutritifs réactifs solubles par la remontée d'eau

Les distributions dans tout le lac Ontario des éléments nutritifs réactifs solubles sont fortement influencées par les vents de surface (figures 36 et 37); par conséquent, un extrême le long de la rive peut être dû soit à un rejet d'eau à la rive (p. ex., figure 36 : les valeurs faibles des nitrates + nitrites du panache de la rivière Niagara), ou à la remontée d'eau (figure 36 : les valeurs élevées des nitrates + nitrites près de Toronto, ne sont pas dues à des rejets d'eau par la ville).

Autres coupes verticales

Coupe longitudinale de la température en été

Une coupe verticale et longitudinale typique montrant les températures du 9 au 13 août 1971 (figure 38) indique que la couche de surface mélangée et la thermocline sont peu profondes en été dans le lac Ontario. Chaque été, apparaît une importante masse d'eau dont les températures sont voisines de 3.8 °C à une profondeur inférieure à environ 50 m.

Coupes transversales de la chlorophylle *a* totale en été

La structure verticale de la chlorophylle immédiatement sous la surface du lac Ontario n'a été observée que lors des missions de 1972. Les distributions de chlorophylle dans trois coupes verticales vers le 19 juillet 1972 montrent des concentrations élevées irrégulières près d'une profondeur d'environ 10 m (figures 39 à 42).

Le 6 septembre 1972, les distributions de chlorophylle deviennent plus simples et présentent des valeurs plus uniformes dans la couche de surface mélangée (figures 43, 44 et 45). À la fin de l'été (août et septembre), les valeurs de chlorophylle de surface seules sont devenues plus représentatives des eaux de surface. Ces observations serviront à l'étude des tendances à long terme à partir des valeurs de surface provenant de levés de 1971 et des années antérieures, et des données intégrées de 0 à 20 m sur la chlorophylle recueillies à partir de 1973.

Coupes longitudinales des nitrates + nitrites et de la silice réactive soluble en novembre

Sur une coupe longitudinale verticale des nitrates + nitrites en novembre 1971, les gradients verticaux les plus importants se situent à des profondeurs de 30 à 50 m et sont faibles près du fond (figure 46). Au contraire, la coupe de la silice réactive soluble pour novembre 1971 présente des gradients verticaux plus importants près du fond (figure 47). Les cycles saisonniers près du fond du lac, dont nous traiterons plus loin, expliquent un peu ce phénomène et indiquent que, dans le cas de la silice, contrairement aux nitrates + nitrites, la dissolution et le recyclage en profondeur sont importants.

Données sur la chimie de l'eau pour une station au milieu du lac, rapportées sur des diagrammes temps/profondeur

Les diagrammes dont l'abscisse représente le moment de l'année et l'ordonnée la profondeur du lac permettent d'illustrer particulièrement bien les conditions à un endroit donné du lac. Sur ces diagrammes, les courbes de concentration sont verticales lorsque des modifications se produisent avec le temps et horizontales lorsqu'apparaît une forte stratification verticale.

Des données chronologiques sont disponibles pour le milieu du lac Ontario pour 1972 et le début de 1973 à la station appelée P-19. Le sondage révèle à cet endroit une profondeur approximative de 180 m.

Phosphore réactif soluble : diagramme temps/profondeur

Dans un diagramme temps/profondeur du phosphore réactif soluble à la station P-19 (figure 48), la couche de surface mélangée apparaît pauvre en phosphate dans la couche supérieure de 20 m en juillet, août et septembre. Plus au large, seule la couche supérieure a pendant l'été une teneur en plancton limitée par le phosphate. Pour toutes les autres périodes et les autres profondeurs à cet endroit, il y a un surplus de phosphate et donc possibilité d'augmentation des réserves d'algues.

En été, à la station P-19, on observe parfois des concentrations de phosphore réactif soluble extrêmement élevées près du fond. Ces phénomènes passagers pourraient être attribuables à des dégagements locaux en eaux profondes ou à l'interface boue-eau, ou encore à l'intrusion d'eaux extrêmement phosphatées provenant de zones plus profondes un peu à l'est et entraînées par des courants horizontaux en eau profonde sous l'action des vents de surface.

Diagramme temps/profondeur des nitrites : moyennes pour chaque période et profondeur pour toute la zone au large

En août 1966 et 1967 dans le lac Ontario, une couche maximale de nitrite s'est formée à une profondeur de 30 m (figures 49 et 50). Ce phénomène était généralisé. Les valeurs qui apparaissent sur les diagrammes sont des moyennes pour chacune des profondeurs pour toute la zone.

Azote particulaire : diagramme temps/profondeur

Selon le diagramme temps/profondeur de l'azote particulaire établi pour le milieu du lac (figure 51), les quantités de plancton les plus importantes se trouvent dans les eaux près de la surface en été. Pour d'autres périodes et d'autres profondeurs, les valeurs étaient faibles, variant de 20 à 30 µg/L de N, à l'exception de certaines valeurs aléatoires plus élevées près du fond du lac, qui reflètent probablement la prolifération printanière de diatomées et leur accumulation au fond en été (voir également Munawar et Nauwerck, 1971; Sandilands et Mudroch, 1983).

Carbone organique particulaire : diagramme temps/profondeur

Les courbes temps/profondeur du carbone organique particulaire à la station P-19 (figure 52) présentent les mêmes caractéristiques principales que celles de l'azote particulaire avec des concentrations supérieures dans les eaux de surface en été et des accumulations près du fond, en été également.

Rapports carbone particulaire/azote particulaire : diagramme temps/profondeur

Les faibles rapports carbone particulaire/azote particulaire témoignent de la présence de matières particulaires à fortes teneurs en azote et en protéines. À l'inverse, les rapports élevés reflètent la présence de matières particulaires âgées ou partiellement digérées (Russell-Hunter, 1970). Les rapports carbone particulaire/azote particulaire dans un plan temps/profondeur à la station P-19 (figure 53) affichent des valeurs élevées près du fond en septembre et en octobre. Peut-être cela est il dû au vieillissement de la poussée de diatomées du printemps précédent par suite du processus de sédimentation.

Silice réactive soluble : diagramme temps/profondeur

Les courbes de la silice réactive soluble à la station P-19 pour 1972 et 1973 (figure 54) indiquent un appauvrissement en été dans la couche supérieure chaude. Ce phénomène pourrait faire que les diatomées soient remplacées au large par d'autres groupes d'algues dans les eaux de surface (voir également Munawar et Nauwerck, 1971; Schelske et Stoermer, 1971). Les valeurs les plus élevées de silice réactive soluble sont apparues au fond du lac en été et au début de l'automne et pourraient refléter la dissolution des frustules de diatomées qui étaient alors en train de décanter (Sandilands et Mudroch, 1983).

Pourcentage de saturation de l'oxygène : diagramme temps/profondeur

Les valeurs de pourcentage de saturation de l'oxygène à la station P-19 pour 1972-1973 (figure 55) indiquent que le milieu du lac Ontario présentait alors d'excellentes valeurs élevées d'oxygène dissous. Les eaux de surface sont sursaturées, surtout en juillet. Une petite couche présentant des valeurs minimales apparaît à la profondeur de la thermocline en septembre, et des valeurs voisines de 90 % apparaissent au fond du lac en septembre. À d'autres périodes et d'autres profondeurs, les valeurs de saturation variaient entre 90 % et 105 %, ce qui témoigne de la dominance du processus d'équilibration physique avec l'air à la surface du lac.

Cycles saisonniers et tendances à long terme des éléments nutritifs et autres facteurs

Il est préférable d'étudier en même temps les cycles saisonniers et les tendances à long terme. En effet les tendances doivent être étudiées en fonction des cycles saisonniers, ces derniers étant de fortes oscillations qui, si on n'en tient pas compte, peuvent cacher les tendances à long terme.

La zone au large du lac Ontario a été choisie pour l'étude des cycles et des tendances parce que la zone côtière est plus influencée par les épisodes de remontée d'eau et les apports d'eau variables et a été sous-échantillonnée pour ce qui est des données chronologiques dans le cadre des levés mensuels du CCEI. Les données de cet échantillonnage insuffisant révèlent des fluctuations qui ne correspondent pas du tout à la réalité. C'est ce qu'on appelle le biaisage, problème expliqué par Pickard (1963).

Températures : cycle saisonnier

Le cycle saisonnier des températures de surface (températures de surface moyennes des missions non pondérées dans la zone où les sondages ont révélé des profondeurs supérieures à 100 m; figure 56) indique un réchauffement printanier extrêmement tardif dans la zone au large. La température critique de 4 °C est atteinte vers le 1er juin, suivie d'un réchauffement rapide à 17 °C en juin. Dans cette zone au large, l'été peut être défini comme la période où les températures de surface sont les plus élevées (juillet, août et septembre), l'automne limnologique, comme la période de refroidissement jusqu'à 4 °C (octobre, novembre et décembre) et l'hiver, comme la période de refroidissement plus intense (janvier à mars). La température moyenne la plus froide de la mission dans cette série de données est de 0.5 °C; le centre du lac Ontario n'est généralement pas recouvert de glace en hiver. Avril et mai

pourraient être «le début du printemps», soit la période de réchauffement lente, et juin, période de réchauffement plus rapide, serait «la fin du printemps». Le réchauffement de la zone au large est lent au début du printemps parce que le réchauffement des eaux de surface, dont la température est encore inférieure à 4 °C, est accompagné d'un phénomène de convection et d'un réchauffement à toutes les profondeurs également.

Phosphore réactif soluble : cycles saisonniers et tendances dans les eaux de surface et de fond

Nous traiterons ici des modifications de la teneur en phosphore réactif soluble dans le lac Ontario durant la dernière décennie. Ces modifications sont causées par la réduction de l'apport externe de phosphore au lac durant la même période.

Le cycle saisonnier du phosphore réactif soluble dans les eaux du large qui sont proches de la surface (figure 57), indique un épuisement quasi-total durant la période d'été seulement, à cause de la croissance du plancton. Les réserves de planctons ne seraient donc limitées en phosphore qu'en été dans cette partie du lac Ontario. Les tendances à long terme du phosphore réactif soluble seraient mieux étudiées en comparant les concentrations hivernales ou du début du printemps pour différentes années. Les tendances à long terme des indicateurs des réserves de planctons seraient étudiées au mieux seulement pendant la période estivale dans cette partie du lac (mais également au printemps dans la partie près du rivage, là où le réchauffement de surface se produit plus tôt dans la saison).

Toutes les valeurs moyennes de phosphore réactif soluble des missions entre 1969 et 1982 pour la zone au large sont données à la figure 58 (valeurs de surface) et à la figure 60 (valeurs du fond). Les valeurs de surface de mars et d'avril (figure 59) ont connu un maximum en 1973 puis ont diminué entre 1981 et 1983, où elles se rapprochaient de l'objectif adéquat de 6 µg /L de P (0.6 fois l'objectif du phosphore total de 10 µg/L de P, d'après le rapport moyen entre le phosphore réactif soluble et le phosphore total en mars et avril au début des années 1970).

Phosphore total : Fluctuations et tendances dans les eaux de surface au large, 1969 à 1982

Les valeurs moyennes du phosphore total de chacune des missions dans les échantillons non filtrés et les valeurs moyennes annuelles non pondérées du phosphore total (figure 61) affichent une variabilité considérable pendant une année. Elles ont quand même diminué depuis 1973 jusqu'à des valeurs légèrement supérieures à l'objectif de 10 µg/L de P en mars et avril, objectif proposé dans le rapport annuel de 1978 de la Commission consultative de recherche sur les Grands lacs.

Remarques sur les apports de phosphore externe au lac Ontario

L'état actuel des connaissances limnologiques permet de dire que les populations de plancton d'un lac répondent aux apports de la matière nutritive dont la quantité est la plus limitée par rapport à leurs besoins. Il arrive souvent que le phosphore constitue la matière nutritive limitative; parfois, c'est l'azote. Certaines données nouvelles confirmant l'action limitative du phosphore sur les réserves de plancton dans le lac Ontario seront présentées ailleurs (Dobson, 1984, en préparation).

L'histoire récente des apports externes de phosphore donne un indice des tendances probables de la quantité de plancton dans le lac. De même, la connaissance, dès le début des programmes de contrôle, de l'importance des diverses composantes de l'apport externe permet de savoir dans quelle mesure la charge de phosphore peut être contrôlée.

Chapra (1977) a publié une reconstruction des apports externes de phosphore au lac Ontario pour la période s'étendant de 1800 à 1970. En 1970, environ la moitié de l'apport total, pouvait être contrôlée, soit les fractions provenant des détersifs, des déchets humains dans le bassin du lac Ontario et une certaine partie de l'apport du lac Érié pourvu que ce lac soit également visé par le programme de déphosphoration.

Chapra (1980) a montré que les charges de phosphore dans le lac Ontario étaient à leur maximum en 1972, et diminuaient depuis, chutant de 40 % en 1978. (L'apport externe de phosphore total au lac Ontario est difficile à mesurer, comme en témoignent les différences entre les diverses estimations (Chapra [1980].)

Chapra (1980) a également publié les versions de divers auteurs des «courbes d'étalonnage» du phosphore à l'état stable pour le lac Ontario. Il s'agit de la concentration du phosphore total par rapport à l'apport externe. Cette courbe permet d'estimer l'apport externe adéquat pour toute concentration donnée de phosphore total. Toute théorie qui vise à expliquer ce rapport doit tenir compte de la sédimentation du phosphore planctonique. Les courbes indiquent que, pour obtenir une concentration 10 µg/L de P en mars et avril dans le lac Ontario, il faut que l'apport externe de phosphore soit d'environ 6000 tonnes métriques par année. Selon Chapra (1977), il est possible de réduire les apports à ce niveau, compte tenu de la population

actuelle, pourvu que l'on adopte de sévères mesures de contrôle du phosphore dans les détersifs et dans les sorties d'égout, tant dans le bassin du lac Érié que dans celui du lac Ontario. Selon les futures tendances en matière de démographie et de technologie, l'apport en phosphore pourrait cependant augmenter de nouveau dans les prochaines décennies, malgré les efforts entrepris.

Analyse des tendances des propriétés dans le lac : transparences moyennes estivales mesurées à l'aide du disque de Secchi, 1965 à 1982

La transparence des eaux proches de la surface du lac Ontario est probablement influencée par le phytoplancton et, dans une mesure encore inconnue, par la mise en suspension de précipités de carbonate de calcium par le métabolisme des algues chaque printemps et chaque été (Strong et Eadie, 1978). Certaines recherches limnologiques récentes ont montré que la transparence est influencée par la taille des particules (Lorenzen et coll., 1980) et l'abondance du zooplancton (Edmondson et Litt, 1982).

Dans la région au large du lac Ontario, les profondeurs moyennes estivales du disque de Secchi étaient de 3.8 m en 1965, 2.1 m en 1971 et 1972, 3.4 m en 1977, et 2.2 m en 1982 (figure 62). Il faut donc conclure que la transparence en été n'a pas suivi la tendance du phosphore réactif soluble de mars et avril (figure 59). Cependant, le lac aurait probablement été beaucoup moins transparent en été que la couche de 2.2 m relevée en 1982 n'eût été du programme de déphosphoration.

Fluctuations et tendances de la chlorophylle a totale dans les eaux près de la surface au large, 1967 à 1981

L'échantillonnage des matières organiques particulaires effectué par le CCEI dans le cadre de ses levés de la qualité de l'eau du lac Ontario se faisait à 1 m avant 1972, puis à des profondeurs variées en 1972; depuis 1974, on prélève des échantillons intégrés de 0 à 20 m. Ces modifications de la stratégie d'échantillonnage compliquent la comparaison entre les anciennes valeurs de chlorophylle et celles qui sont plus récentes. La comparaison entre des données de chlorophylle en eau peu profonde et les données intégrées est possible seulement avec les données de 1972 (voir plus loin).

Les valeurs moyennes de chlorophylle de chacune des missions pour toutes les années d'observation, dans les eaux proches de la surface au large (figure 63) affichent une variabilité saisonnière très grande, les valeurs maximales étant atteintes en été. Les phaeopigments (chlorophylle inactive ou dégradée) ne représentaient que de petites fractions de la chlorophylle totale.

Pour les analyses de la tendance de la chlorophylle, août et septembre de diverses années ont été comparés (figure 64); juillet a été évité à cause de la stratification verticale extrême de la chlorophylle, dont nous avons déjà parlé (p. ex., figure 41). Les valeurs moyennes d'août et de septembre de 1967 à 1981 ne présentaient que des fluctuations aléatoires; aucune tendance bien définie n'est apparue. Les valeurs de chlorophylle pourraient avoir été trop variables dans les eaux de surface au large chaque été pour qu'une tendance puisse être observée.

Cycles saisonniers et tendance à long terme des nitrates + nitrites dans les eaux de surface et de fond

La somme des nitrates + nitrites a été mesurée, bien que la quantité de nitrites soit probablement faible. La quantité de nitrates + nitrites dans le lac Ontario s'est accrue de façon continue entre 1968 et 1981 (figures 65, 66 et 67). En été, les valeurs dans les eaux de surface étaient très faibles (environ 10 µg/L de P) jusqu'en 1972, mais, ces dernières années, la concentration résiduelle de nitrates + nitrites était d'environ 100 µg/L de N. On pensait, au cours des premières années, que les nitrates + nitrites avaient, avec le phosphore, un effet limitatif sur la croissance des réserves de plancton, mais il est ressorti par la suite, avec l'apparition de quantités excessives de nitrates + nitrites, que seul le phosphore exerçait cette action limitative. La présence de quantités excessives de nitrates + nitrites dans les eaux de surface en été entrave la prolifération de cyanophytes gênantes qui fixent l'azote; cet excès d'azote, parallèlement à la mise en place de mesures de déphosphoration, semble donc bénéfique. Des teneurs élevées en phosphore et des teneurs élevées ou moyennes d'azote feraient proliférer les algues dans le lac Ontario. Les mesures de déphosphoration devraient donc absolument se poursuivre.

La quantité de nitrates + nitrites s'accroît rapidement dans les autres Grands lacs, même dans le lac Supérieur (Dobson, 1981; Bennett, 1982). Les pluies acides y sont probablement une source importante de nitrates (Bennett, 1982).

Près du fond du lac Ontario, les fluctuations saisonnières de nitrates + nitrites ont été relativement faibles (figure 67); en surface elles ont été plus importantes (figure 65).

Fluctuations et tendance de l'ammoniac

Les données sur l'ammoniac dans les eaux proches de la surface au large du lac Ontario entre 1969 et 1980 montrent une diminution jusqu'à des valeurs extrêmement faibles, inférieures à 5 µg/L de N (figure 68). Ce phénomène n'a pu encore être clairement expliqué.

Sommaire des tendances de l'azote combiné inorganique total : nitrates + nitrites + ammoniac

L'utilisation d'azote inorganique (valeurs hivernales moins valeurs estivales) demeure relativement constante, tandis que les valeurs en été et en hiver se sont accrues (figure 69).

Azote particulaire : cycle saisonnier et tendance

La quantité d'azote particulaire dans les eaux proches de la surface du large est à son plus haut en été (figure 70). De même que les transparences mesurées en été à l'aide du disque de Secchi (figure 62) et que la chlorophylle à la fin de l'été (figure 64), mais contrairement aux valeurs décroissantes du phosphore réactif soluble en mars et avril (figure 59), les valeurs moyennes de l'azote particulaire en août et en septembre sont demeurées relativement constantes ces dernières années (figure 71). Ce phénomène contredit ce que nous croyions jusqu'alors, c'est-à-dire que le phosphore pourrait avoir contrôlé tous les indicateurs de réserve planctonique du lac Ontario d'une manière simple et directe.

Tendances du carbone : Carbone réactif soluble indiqué par l'alcalinité et carbone organique particulaire

L'alcalinité, surtout sous forme d'ion bicarbonate dans le lac Ontario, n'a diminué que légèrement en été, comparativement à mars et avril (figure 72). Dans les mesures de l'alcalinité (titrage par un acide fort), 1 mg/L de $CaCO_3$ est équivalent à 240 µg/L de C comme bicarbonate. Les concentrations de carbone réactif soluble dans le lac Ontario sont donc d'environ 90 mg/L de $CaCO_3$, soit 90 x 240, ou 22 000 µg/L de C. Compte tenu d'une telle abondance de bicarbonate, l'élément carbone n'est pas le facteur limitant les réserves planctoniques du lac.

Le carbone organique particulaire dans les eaux de la couche supérieure au large en août et en septembre a diminé régulièrement entre 1975 et 1981, la diminution atteignent 20 % (figure 73). Des quatre indicateurs planctoniques—disque de Secchi, chlorophylle, azote particulaire, carbone organique particulaire—seul le carbone a répondu de la même façon que le phosphore. Le zooplancton a peut-être influencé de façon significative ces valeurs de carbone organique particulaire.

Silice réactive soluble : cycles saisonniers et tendances au large du lac Ontario

En été les quantités de silice réactive soluble dans les eaux proches de la surface étaient faibles (figures 74 et 75). Une pénurie de silice pourrait limiter les réserves de diatomés en été et permettre à d'autres types de phytoplancton de les remplacer. Les quantités de silice réactive soluble se sont accrues dans les eaux de fond en été (figure 76). Cela indiquerait un apport interne considérable, c'est-à-dire le recyclage de la silice : apport de silice près de la surface du lac, sédimentation des frustules de diatomées et leur dissolution près du fond.

Les valeurs pour mars et avril dans les eaux de surface ont varié entre les années 1968 et 1982, mais étaient toujours faibles en août et septembre (près de 100 µg/L de SiO_2 (figure 77). Les apports externes de silice au lac Ontario influencent probablement la composition des espèces de phytoplancton, mais ils ne peuvent être connus sauf si des analyses sont effectuées dans les eaux tributaires.

Oxygène dissous dans le bassin principal du lac Ontario : cycles saisonniers et tendances à long terme en eaux profondes

Entre 1966 et 1981, les valeurs de la concentration d'oxygène dans les eaux de la couche supérieure au large ont présenté un cycle régulier. Les valeurs minimales de 9 à 11 mg/L ont été observées en août et en septembre (figure 78).

Le cycle saisonnier des concentrations d'oxygène et le cycle des températures en surface (figure 56) ont produit un troisième cycle différent pour les valeurs de saturation de l'oxygène en pourcentage près de la surface, avec une sursaturation d'oxygène en juin, juillet et août (figure 79).

Les valeurs moyennes de saturation de l'oxygène en pourcentage pour chacune des missions pour les échantillons prélevés au large dont les températures variaient de 10 °C à 15 °C, sont rapportées pour plusieurs années à la figure 80. À la fin de l'été, ces valeurs atteignaient près de 100 %, ce qui indiquerait que la couche d'oxygène minimale observée en septembre 1972 à une station du milieu du lac (figure 55) ne couvre pas toute la thermocline ou peut ne pas se former tous les ans (voir également Boyd [1980]).

Les eaux dites «profondes» sont celles dont la température est inférieure à 4.0 °C à plus de 10 m du fond du lac. À la fin de l'été entre 1966 et 1978, la quantité d'oxygène dissous dans les eaux profondes s'est appauvrie en moyenne d'environ 1.0 mg/L par trimestre (figure 81). L'eau froide à moins de 10 m du fond présente souvent des valeurs en oxygène plus faibles que celles de la couche d'eau profonde située juste au-dessus (Figure 82). La période de décembre-janvier et celle de mai-juin ont connu une stratification

d'oxygène hypolimnique minimale, au moment où les températures voisines de 4 °C ont permis le renversement des eaux jusqu'au fond du lac. (Dans ce cas, l'étude de l'oxygène permet d'éclaircir un processus physique.)

Les taux d'appauvrissement de l'oxygène en été et en automne dans les eaux dites profondes ont été obtenus graphiquement, comme à la figure 83. Entre 1966 et 1981, aucune tendance à long terme n'apparaît (tableau 1).

Tableau 1. Taux d'appauvrissement de l'oxygène dissous dans les eaux profondes du lac Ontario pendant l'été, 1966 à 1981

Année	Taux d'appauvrissement de l'oxygène (mg/L par trimestre)
1966	0.7
1967	0.6
1968	1.3
1969	0.9
1970	0.9
1972	0.9
1974	1.0
1976	0.6
1977	0.9
1978	0.7
1979	1.4
1981	1.0
Variation	0.6 to 1.4
Moyenne	0.9

Remarque : La température était <4 °C. Les mesures ne sont pas prises dans la couche de 10 m du fond. Il ne semblait pas y avoir une tendance à long terme.

En résumé, les conditions d'oxygène dans le bassin principal du lac Ontario étaient excellentes pendant la première période de son eutrophisation sous l'effet de l'agriculture.

Oxygène dans les eaux de fond de la baie Prince-Édouard

La baie Prince-Édouard est située à l'extrémité ouest du bras nord-ouest du lac Ontario (figure 2). Des observations de l'oxygène dissous près du fond de la baie ont révélé un appauvrissement jusqu'à 4 mg/L à la fin de l'été (figure 84). Cette région a une certaine importance pour la pêche commerciale et les concentrations d'oxygène se sont approchées des concentrations critiques pour les poissons (Davis, 1975; Conseil consultatif sur la recherche et Conseil consultatif sur la qualité des eaux des Grands lacs, 1977). Dans cette région la sensibilité à l'appauvrissement saisonnier en oxygène est due à l'étroitesse de la couche d'eau du fond vu la faible profondeur de la baie; cette influence de la morphométrie sur la concentration d'oxygène est semblable au phénomène observé dans la partie centrale du lac Érié (Charlton, 1980; Chapra et Dobson, 1981).

ÉCHANTILLONNAGE PAR INTÉGRATION VERTICALE

Trois stratégies différentes ont été utilisées par le CCEI pour la collecte des séries de données d'observation sur les matières organiques particulaires dans le lac Ontario. De 1967 à 1971, les échantillons étaient prélevés à 1 m de profondeur. En 1972 seulement, ils provenaient de diverses profondeurs. De 1974 à 1982, ils ont été intégrés verticalement de 0 à 20 m. L'échantillonnage détaillé de 1972 permet de comparer les diverses stratégies.

On compare deux valeurs de chlorophylle à chaque station, soit une valeur à 1 m et une valeur obtenue par intégration numérique de 0 à 20 m à partir des coupes verticales transversales ajustée et d'observations à des profondeurs distinctes. L'emplacement des coupes est donné aux figures 19 et 39.

Dans les trois coupes faites autour du 21 juin 1972, les valeurs intégrées étaient en général légèrement plus faibles que celles relevées à 1 m dans la zone près du rivage, sauf pour l'extrémité nord de la coupe B (figures 85 à 87).

Autour du 20 juillet 1972, les valeurs intégrées de chlorophylle étaient beaucoup plus faibles que celles relevées à 1 m aux stations plus au sud, mais beaucoup plus élevées que celles relevées à 1 m aux stations du large (figures 88 à 90). Aux environs du 20 juillet 1972, la valeur intégrée moyenne générale à toutes les stations pour les trois coupes était de 8.9 µg/L et la valeur moyenne à 1 m était de 3.9 µg/L.

Autour du 7 septembre 1972, les valeurs intégrées étaient plus faibles que celles relevées à 1 m pour toutes les stations (figures 91 à 93). Les valeurs moyennes générales étaient de 4.9 µg/L pour les valeurs intégrées et de 6.8 µg/L, à 1 m.

Il apparaît donc que les anciennes et les nouvelles données ne peuvent être facilement comparées pour établir des tendances à long terme dans le cas des matières organiques particulaires. La stratégie d'échantillonnage la plus adéquate est celle utilisée en 1972, qui révèle la structure verticale de la population planctonique, les valeurs à diverses profondeurs et les valeurs intégrées numériquement.

Le rapport annuel de la Commission mixte internationale sur la qualité des eaux dans les Grands lacs de 1974 mentionne que «l'évaluation ultime de l'efficacité des programmes de déphosphoration doit être faite en fonction des modifications de la biomasse des algues dans les Grands lacs». Si l'échantillonnage du plancton est inadéquat, il sera difficile de percevoir ces modifications.

IMPORTANCE ET TENDANCES DES IONS PRINCIPAUX ENTRE 1906 ET 1981

Vu leur faible concentration dans le lac Ontario, les ions principaux ont probablement une influence négligeable sur l'abondance et la composition par espèce du plancton; ces facteurs sont probablement beaucoup plus influencés par les principaux éléments nutritifs limitatifs, P, N et Si, et peut-être également par les microconstituants (éléments nutritifs et contaminants), qui viennent s'ajouter à l'influence du broutage et des processus physiques. Beeton (1965) a utilisé les ions principaux comme «indicateurs» d'eutrophisation, mais rien ne prouve encore qu'il y ait une relation de cause à effet.

Dans le lac Ontario, la faible variabilité spatiale des ions principaux est difficile à mesurer. En été les eaux de surface ont des valeurs légèrement plus faibles de calcium et d'alcalinité. Des données détaillées sur les ions principaux pour la période 1906-1966 ont été publiées précédemment (Dobson, 1967). À la figure 94, les valeurs moyennes pour les années antérieures sont tirées de Dobson (1967). Les données plus récentes sont des valeurs moyennes obtenues à la fin de l'hiver dans les eaux du large, tirées des dossiers du CCEI.

Compte tenu de la précision des mesures, les quantités de bicarbonate, de magnésium et de potassium sont demeurées constantes au cours des années (figure 94). Les quatre autres ions principaux se sont accrus depuis 1906 : le calcium de 30 %, le sulfate de 110 %, le chlorure de 250 % et le sodium de 160 %. Depuis la fin des années 1970, le chlorures, les sulfates et peut-être même le calcium ont diminué légèrement.

La somme des sept ions principaux dans le lac Ontario en 1981 était de 230 mg/L. L'eau de mer moyenne a une salinité de 34.7 mg/g et une densité de 1.026 g/mL, soit une teneur en sel totale de 35 600 mg/L. Le lac Ontario avait donc en 1981 une teneur en sel de 230/35 600 = 0.0065 = 0.65 % de la teneur en sel de l'eau de mer moyenne.

SUBSTANCES CHIMIQUES À L'ÉTAT DE TRACE

Le tableau 2 donne les valeurs médianes de dix éléments à l'état de trace dans la zone au large du lac Ontario pour les années 1970 et leur pourcentage de la valeur maximale acceptable pour l'eau potable selon les critères des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, document publié par le ministère de la Santé et du Bien-être social du Canada (1978). Bien que l'étude des métaux et des contaminants organiques et de leurs effets biologiques dans les colloïdes, les eaux et le biote du lac Ontario puisse s'avérer très difficile, d'autres

Tableau 2. Valeurs médianes des substances à l'état de trace au large du lac Ontario dans les années 1970

Substance	Valeurs médianes (µg/L)		Pourcentage de la valeur maximale acceptable pour l'eau potable
	Dissous	Total	
Aluminium		5.0	
Arsenic		0.7	1.4
Bore		19.0	0.4
Cuivre	2.6		0.3
Fluorure	120.0		8.0
Fer	1.8	10.8	4.0
Fer (libéré par digestion acide)	4.2		
Lithium	1.6		
Manganèse	0.5	1.2	2.4
Strontium	180.0		
Zinc	7.6		0.15

Données du CCEI.

études de leur distribution verticale, leurs cycles saisonniers et leurs concentrations dans le biote apparaissent souhaitables.

CONCLUSIONS

Les concentrations du phosphore dans le lac Ontario ont presque atteint à l'heure actuelle (1982) les objectifs établis dans le cadre de l'Accord sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs. Cela résulte du programme de déphosphoration mis en oeuvre dans les bassins des lacs Érié et Ontario.

Les quantités excessives de nitrates + nitrites dans les eaux de surface du lac Ontario en août et en septembre (environ 100 μg/L de N) seraient bénéfiques et, conjugées aux mesures de déphosphoration, servent à empêcher les poussées de cyanophytes nocives.

L'oxygène dissous est demeuré abondant dans le bassin principal du lac Ontario pendant toute la première période de l'eutrophisation du lac causée par l'agriculture durant les années 1970. Toute eutrophisation limitée éventuelle engendrera donc des problèmes liés à la surabondance de phytoplancton et d'algues de rivage, mais sans mettre en danger le régime de l'oxygène.

Compte tenu de ce qui précède, les eaux au large du lac Ontario semblent être en bonne condition en ce qui a trait aux éléments nutritifs. Les gouvernements et le public, utilisateurs et protecteurs du lac, peuvent être heureux du choix qu'ils ont fait de lutter contre le phosphore. Cependant, la croissance des algues de rivage *Cladophora* pourrait se poursuivre et certains problèmes reliés au goût et à l'odeur de l'eau potable pourraient malgré tout persister.

Le contrôle des apports de phosphore devrait se poursuivre dans les bassins des lacs Érié et Ontario. On devrait continuer à utiliser des détersifs à faible teneur en phosphore et à précipiter le phosphore aux usines municipales d'épuration des eaux afin d'empêcher l'eutrophisation catastrophique que pourrait entraîner la population sans cesse croissante. Comme le lac Ontario contiendra, à partir de maintenant, de grandes quantités de nitrates, l'eutrophisation doit absolument être supprimée par la déphosphoration.

REMERCIEMENTS

Depuis 1966, une grande équipe du Centre canadien des eaux intérieures s'occupe des relevés relatifs à la qualité de l'eau du lac Ontario. Je remercie en particulier le capitaine de la frégate et son équipage (ministère des Pêches et Océans), la Division des opérations techniques (Institut national de recherche sur les eaux) et la Direction de la qualité des eaux (Direction générale des eaux intérieures, Région de l'Ontario) qui ont planifié et exécuté des opérations d'échantillonnage et d'analyses de l'eau. J'aimerais remercier le groupe de dessinateurs de la Division de la physique et des systèmes appliqués (DPSA) de l'Institut national de recherche sur les eaux. Je suis reconnaissant au regretté Bob Gottinger (DPSA) pour sa programmation de maître. J'aimerais également remercier Wes Nagel (DPSA) pour les nombreuses versions dactylographiées du «Programme Gottinger». Je remercie aussi Murray Charlton et Jan Barica pour leur appui, leur encouragement et leurs commentaires critiques de cet atlas. Je remercie enfin D.R.S. Lean pour ses précieux conseils.

RÉFÉRENCES

Allan, R.J. et coll. 1983. The Niagara River-Lake Ontario pollution problem. J. Great Lakes Res. 9(2): 109-340.

Allen, E.R. 1977. *Lake Ontario Atlas: Chemistry*. New York State Sea Grant Institute, State University of New York. Albany, 101 p., 91 figures.

Aspila, K.I., R.E. White et J.L. Clark. 1983. Interlaboratory quality assurance aspects of the international Joint Commission's Great Lakes monitoring programs. Présentation à la Conference on Quality Assurance for Environmental Measurements, Boulder, Colorado, 8 au 12 août, 1983. Doit paraître dans une publication technique spéciale ASTM.

Beeton, A.M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. Limnol. Oceanogr. 10(2): 240-254.

Bennett, E.B. 1982. The nitrifying of Lake Superior, 1880-2000. Centre canadien des eaux intérieures, Laboratoire de Bayfield, Manuscript Rep. nº 13, 26 p.

Boyd, J.D. 1980. Metalimnetic oxygen minima in Lake Ontario, 1972. J. Great Lake Res. 6(2): 95-100.

Carew, T.J et D.J Williams. 1975. Surveillance Methodology—1974. Étude nº 92, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Burlington (Ontario), 28 p.

CCEI. 1982. STAR Dictionary of Parameter Codes and Methods. Institut national de recherches sur les eaux; Groupe de gestion des données. Burlington (Ontario).

Chapra, S.C. 1977. Total phosphorus model for the Great Lakes. Proc. Am. Soc. Civ. Eng., J. Environ. Eng. Div. 103(EE2): 147-161.

Chapra, S.C. 1980. Simulation of recent and projected total phosphorus trends in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 6(2): 101-112.

Chapra, S.C. et H.F.H. Dobson. 1981. Quantification of the lake trophic typologies of Naumann (surface quality) and Thienemann (oxygen) with special reference to the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 7(2): 182-193.

Charlton, M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of productivity and morphometry effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(10): 1531-1539.

Chawla, V.K. et W.J. Traversy. 1968. Methods of analyses on Great Lakes waters. Proc. 11th Conf. on Great Lakes Res., pp. 524-530.

Conseil consultatif sur la recherche dans les Grands lacs. 1978. Rapport annuel à la Commission mixte internationale, juillet 1978. Comprend les objectifs de la concentration du phosphore et les propriétés qui leur sont liées pour chacun des Grands lacs.

Conseil consultatif sur la recherche et Conseil consultatif sur la qualité des eaux des Grands lacs. 1977. Annual Report of the Water Quality Objectives Sub-committee and the Task Force on the Scientific Basis for Water Quality Criteria, juin 1977. Comporte des objectifs pour l'oxygène dissous dans les Grands lacs, p. 11-17.

Davis, J.C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. J. Fish. Res. Board Can. 32(12): 2295-2332.

Dobson, H.F.H. 1967. Principal ions and dissolved oxygen in Lake Ontario. Proc. 10th Conf. on Great Lakes Res., pp. 337-356.

Dobson, H.F.H. 1981. Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. W.H.O. Water Qual. Bull. 6(4): 146-151, 158, and 160.

Dobson, H.F.H. 1984. Diagnosis of nutrient limitation of plankton stocks: the "nutrient % utilization" index. En préparation.

Edmondson, W.T. et A.H. Litt. 1982. *Daphnia* in Lake Washington. Limnol. Oceanogr. 27(2): 272-293.

Environnement Canada. 1983. Échantillonnage pour la qualité de l'eau. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. Ottawa, 67 p.

Kwiatkowski, R.E. et M.A.T. Neilson. 1983. Données recueillies lors de la surveillance du lac Ontario de 1968 à 1980. Étude nº 126, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Lorenzen, M.W., R.O Megard, J.C. Settles, H.A. Boyer, W.S. Combs, W.T. Edmondson et R.E. Carlsen. 1980. Quatre articles reliés sur la transparence mesurée à l'aide des disques de Secchi. Limnol. Oceanogr. 24(2): 371-382.

Munawar, M. et A. Nauwerck. 1971. The composition and horizontal distribution of phytoplankton in Lake Ontario during the year 1970. Proc. 14th Conf. Great Lakes Res. p. 69-78.

Ontario, Ministère de l'Environnement. 1980. Lake Ontario Nearshore Water Quality Atlas 1976 to 1979. Direction des ressources en eau.

Philbert, F.J. 1973. The effect of sample preservation by freezing prior to chemical analysis of Great Lakes waters. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., p. 282-293.

Philbert, F.J., O. El-Kei, W.D. Blythe et T.M. Sheikh. 1975. Applicability of the Technicon AutoAnalyzer I and II systems for shipboard analysis of Great Lakes water samples. Étude nº 93, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario), 10 p.

Philbert, F.J. et W.J. Traversy. 1973. Methods of sample treatment and analysis of Great Lakes water and precipitation samples. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., p. 294-308.

Pickard, G.L. 1963. Some trends in physical oceanography. Proc. 6th Conf. Great Lakes Res., p. 1-8.

Russell-Hunter, W.D. 1970. *Aquatic Productivity: An Introduction to Some Basic Aspects of Biological Oceanography and Limnology*. The Macmillan Company, New York, 306 p.

Sandilands, R.G. et A. Mudroch. 1983. Napheloid layer in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9(2): 190-200.

Santé et bien-être social Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, pièces à l'appui Ottawa, 646 p.

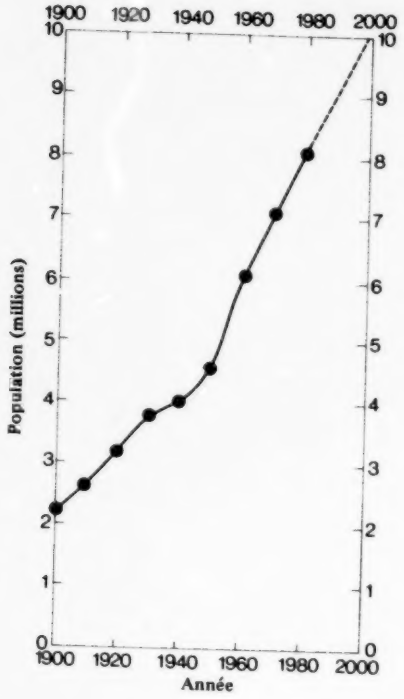
Schelske, C.L. et E.F. Stoermer. 1971. Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. Science. 173: 423-424.

Strachan, W.M.J. 1973. A statistical examination of Great Lakes chemical monitor data at Canada Centre for Inland Waters. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., p. 949-957.

Strong, A.E. et B.J. Eadie. 1978. Satellite observations of calcium carbonate precipitations in the Great Lakes. Limnol. Oceanogr. 23(5): 877-887.

Traversy, W.J. 1971. Methods for Chemical Analysis of Waters and Wastewaters. Direction de la qualité de l'eau, Direction des eaux intérieures, ministère des Pêches et des Forêts, Ottawa, 169 p.

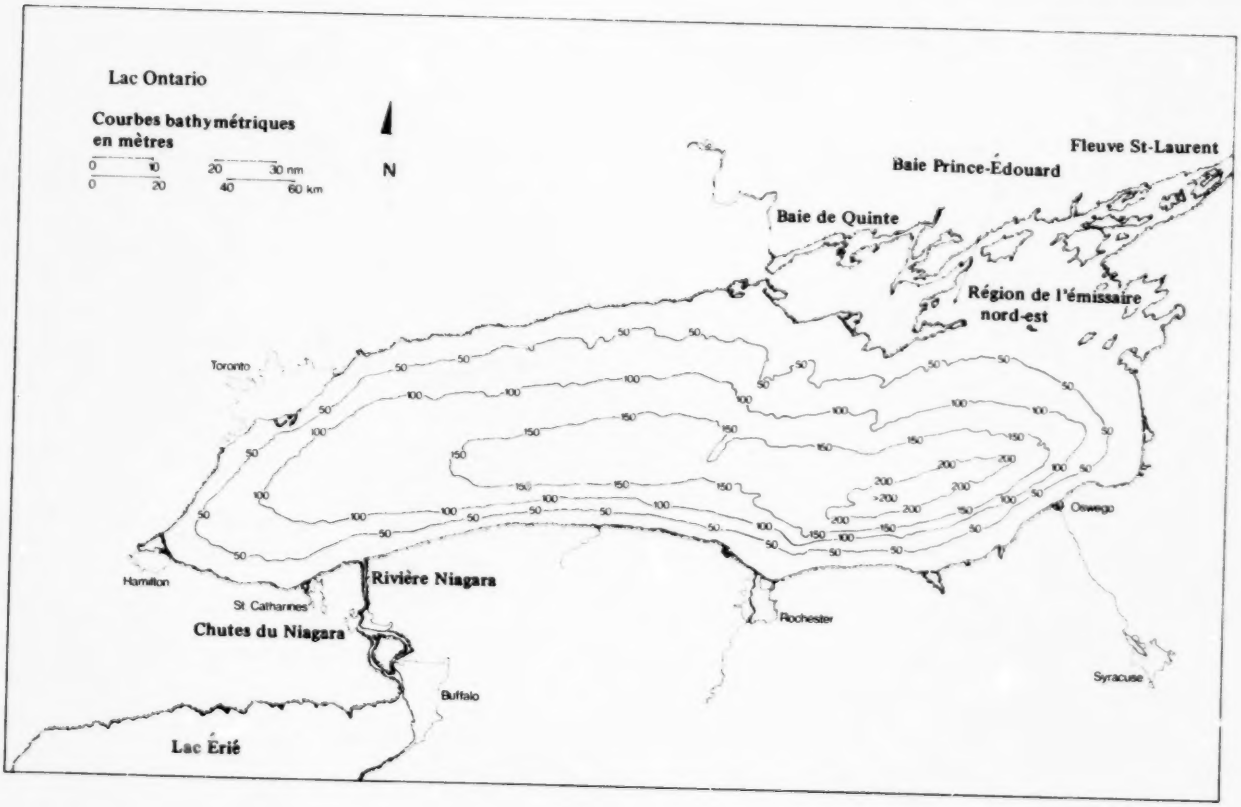
Figures 1 à 94



← Figure 1. Population, lac Ontario, 1900–2000 (bassin du lac Ontario et ville de Buffalo).

Figure 2. Courbes bathymétriques (en mètres), lac Ontario.

↓



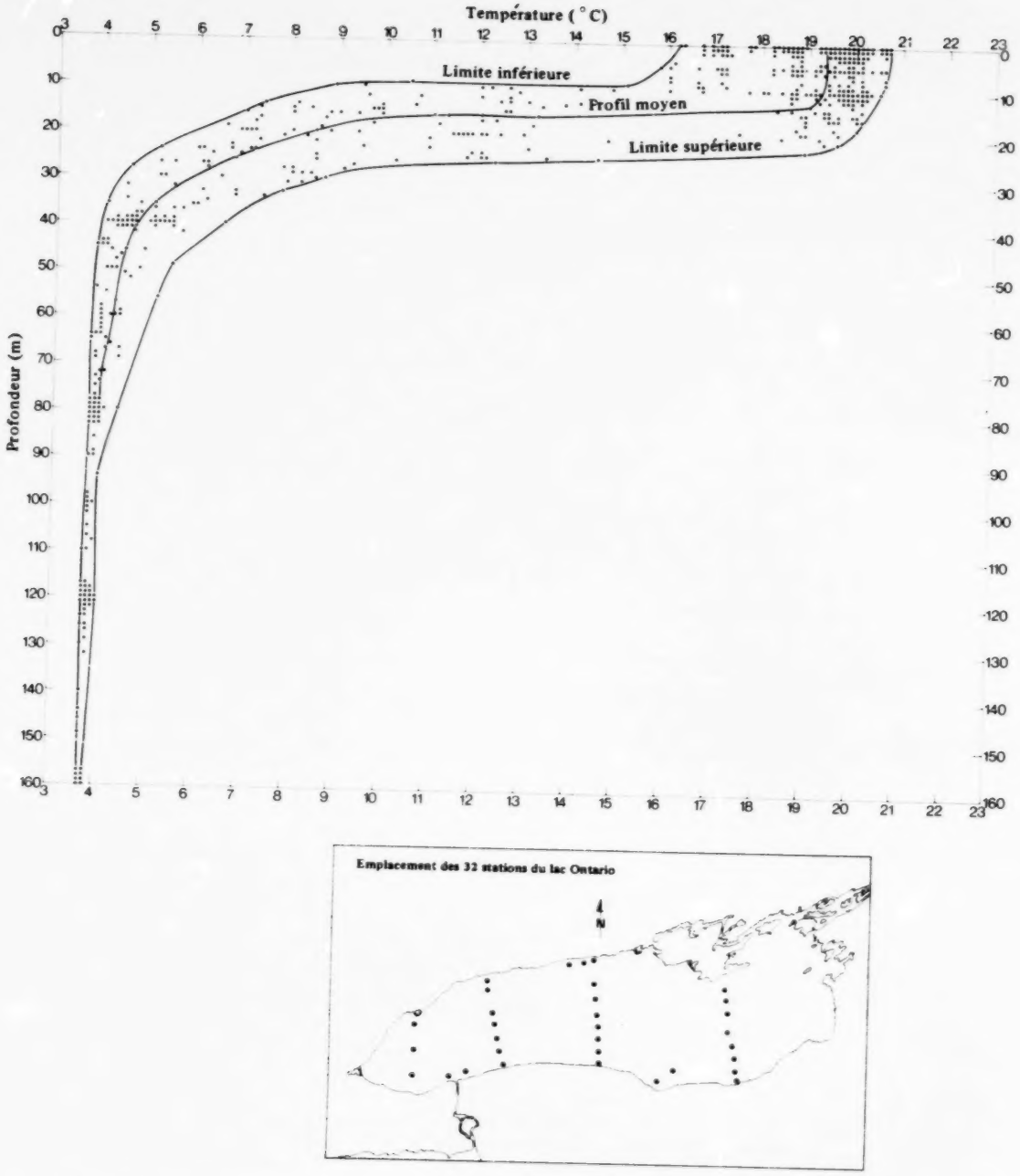


Figure 3. **Températures en fonction de la profondeur à 32 stations, 5 au 11 septembre 1972.** ***Martin Karlsen.***

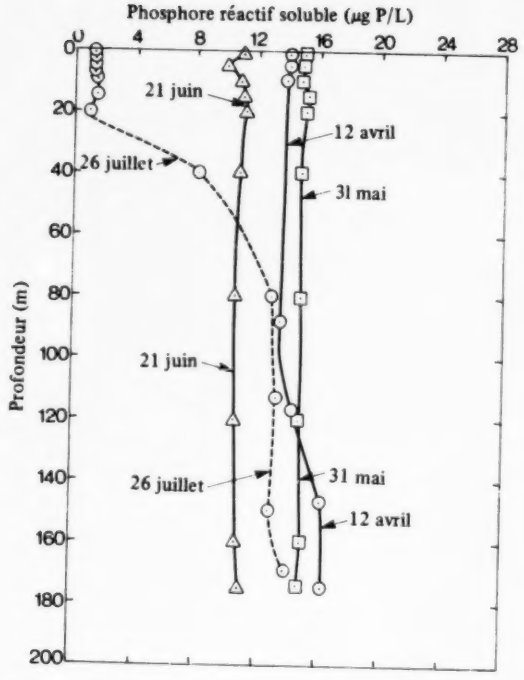


Figure 4. **Phosphore réactif soluble à une station du milieu du lac en 1972.** ***Martin Karlsen.***

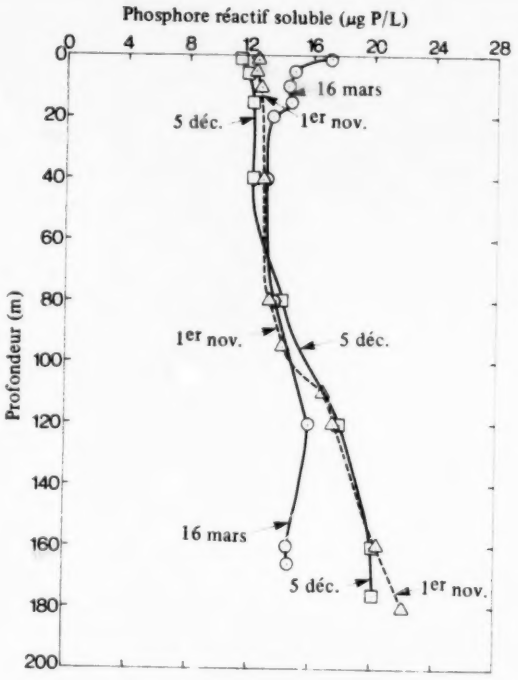


Figure 6. **Phosphore réactif soluble à une station du milieu du lac en 1973.** ***Martin Karlsen.***

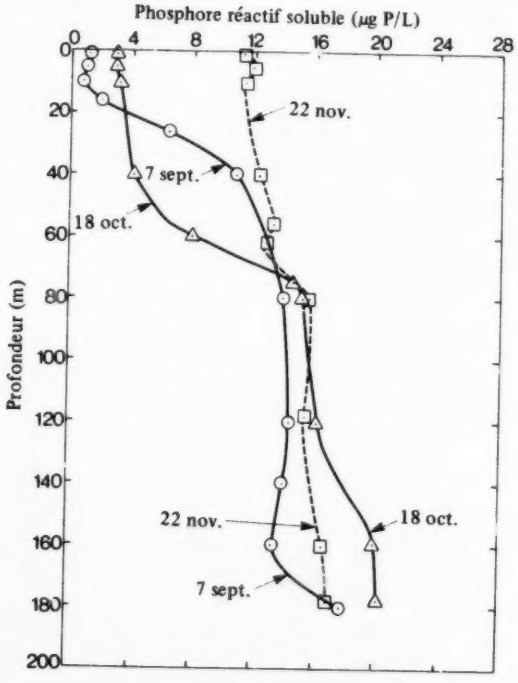


Figure 5. **Phosphore réactif soluble à une station du milieu du lac à la fin de 1972.** ***Martin Karlsen.***

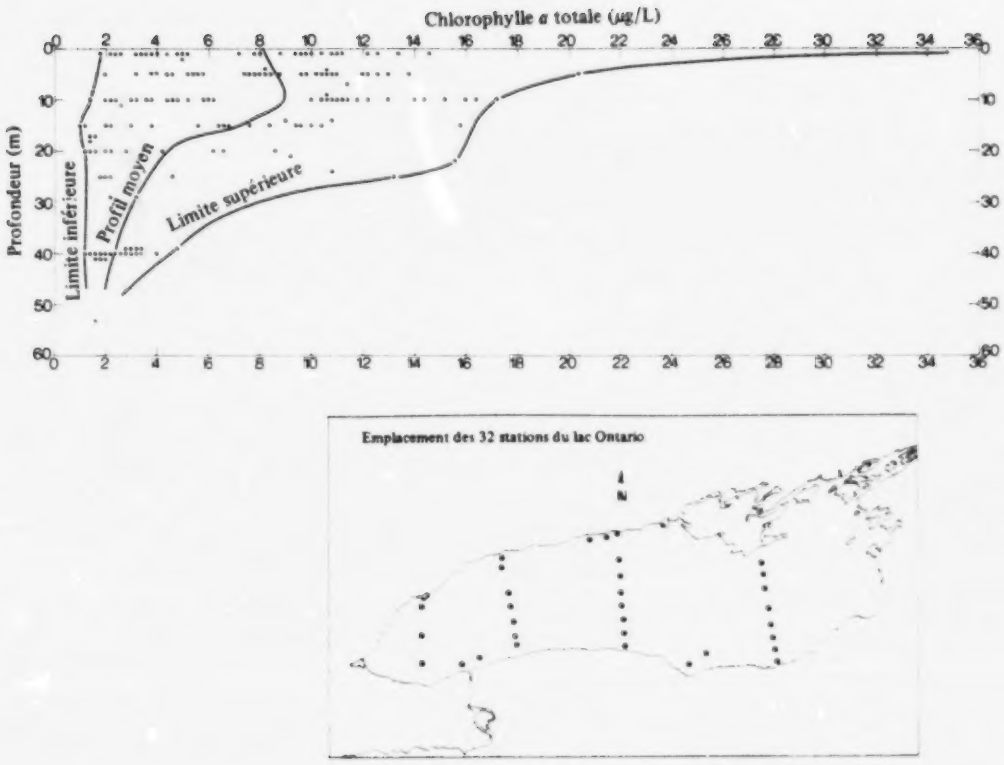


Figure 7. Chlorophylle *a* totale en fonction de la profondeur à 32 stations, 17 au 21 juillet 1972. *Martin Karlsen* .

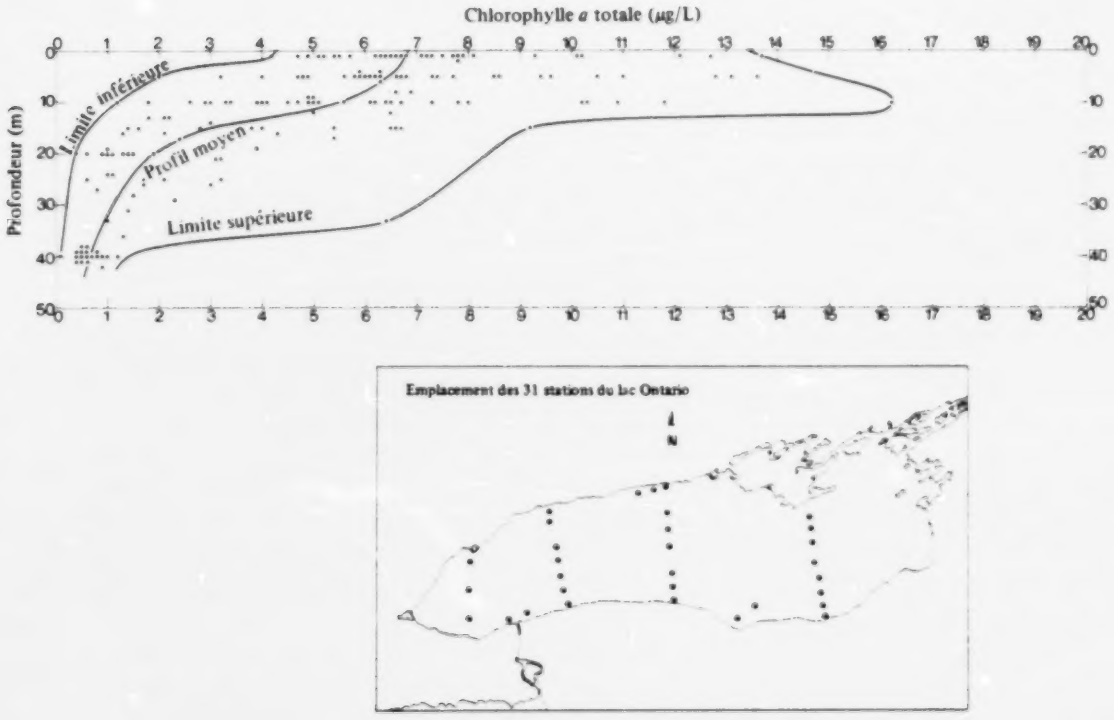


Figure 8. Chlorophylle *a* totale en fonction de la profondeur à 31 stations, 5 au 9 septembre 1972. *Martin Karlsen*.

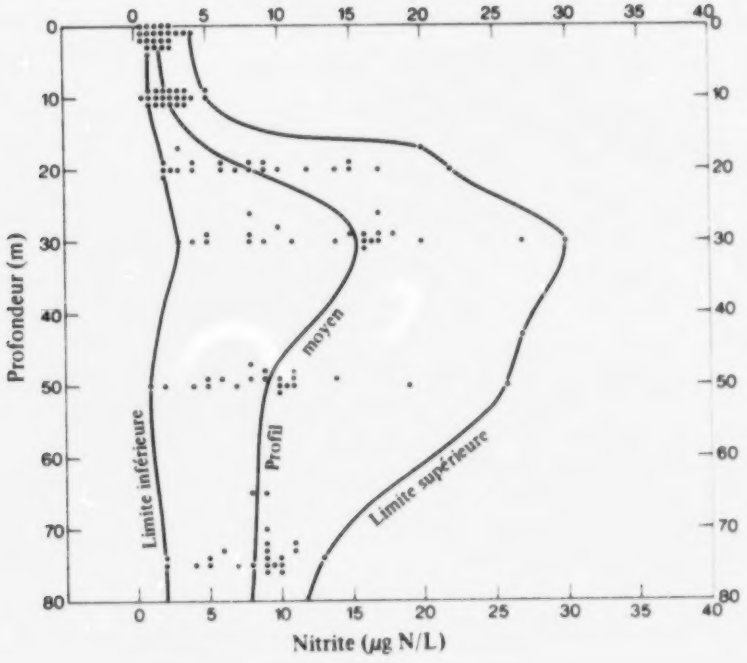


Figure 9. Nitrite en fonction de la profondeur aux stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 15 au 19 août 1966. *Brandal.*

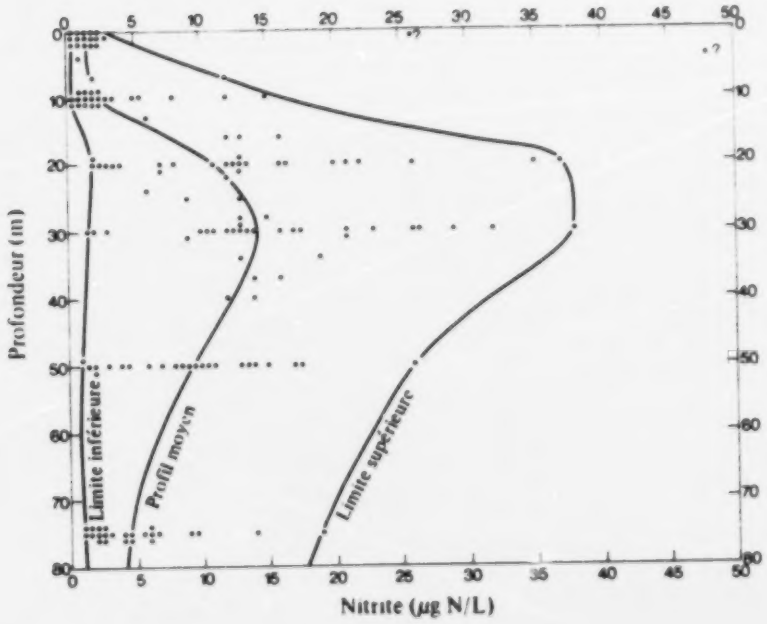


Figure 10. Nitrite en fonction de la profondeur aux stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 6 au 8 août 1967. *Theron.*

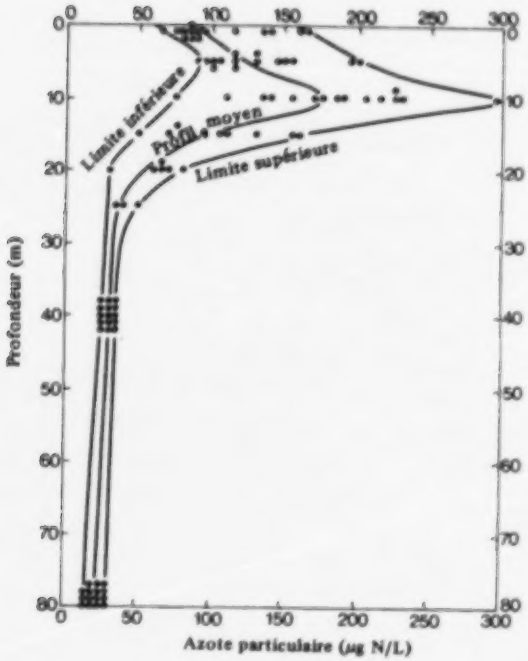


Figure 11. Azote particulaire, stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 17 au 21 juillet 1972. *Martin Karlsen.*

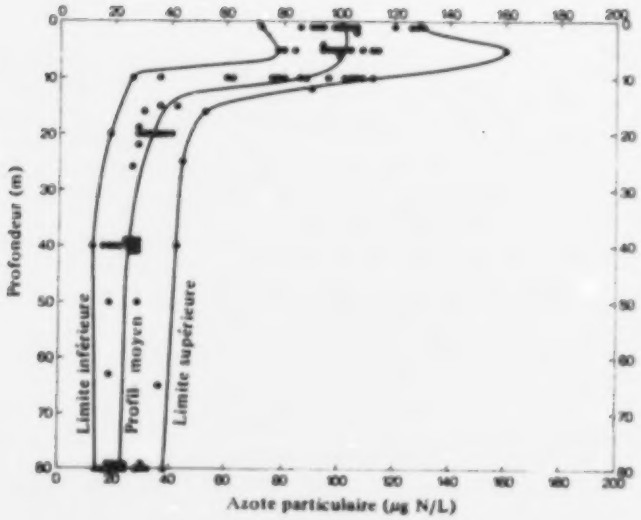


Figure 12. Azote particulaire, stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 5 au 9 septembre 1972. *Martin Karlsen.*

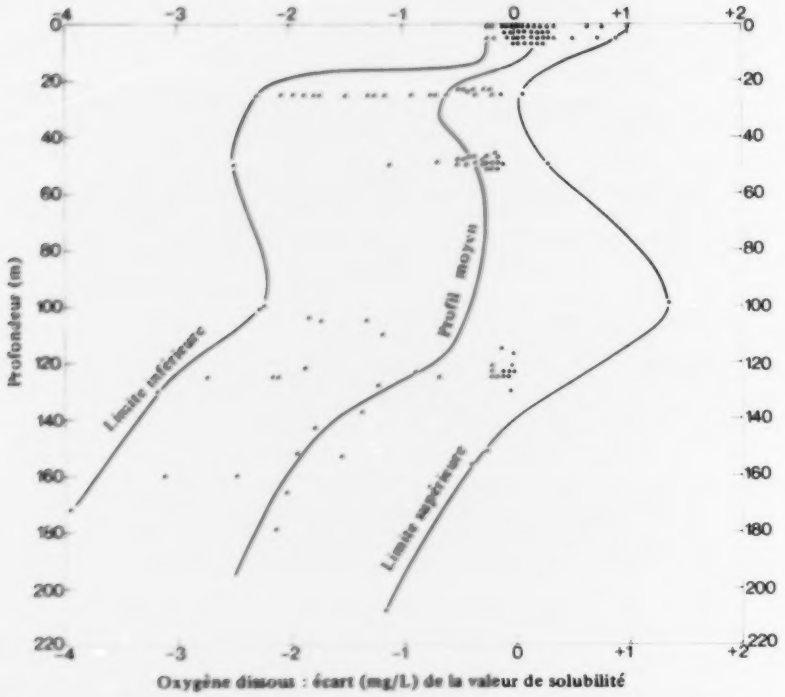


Figure 13. Écarts (mg/L) des valeurs de solubilité de l'oxygène dissous à diverses profondeurs à 24 stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 15 au 19 septembre 1970. *Martin Karlsen.*

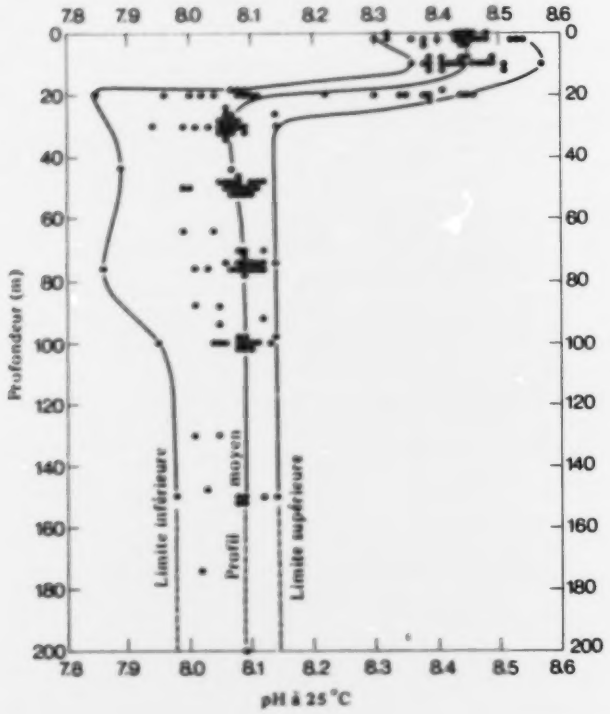


Figure 14. pH à 25 °C en fonction de la profondeur, stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 13 au 16 septembre 1966. *Brandal.*

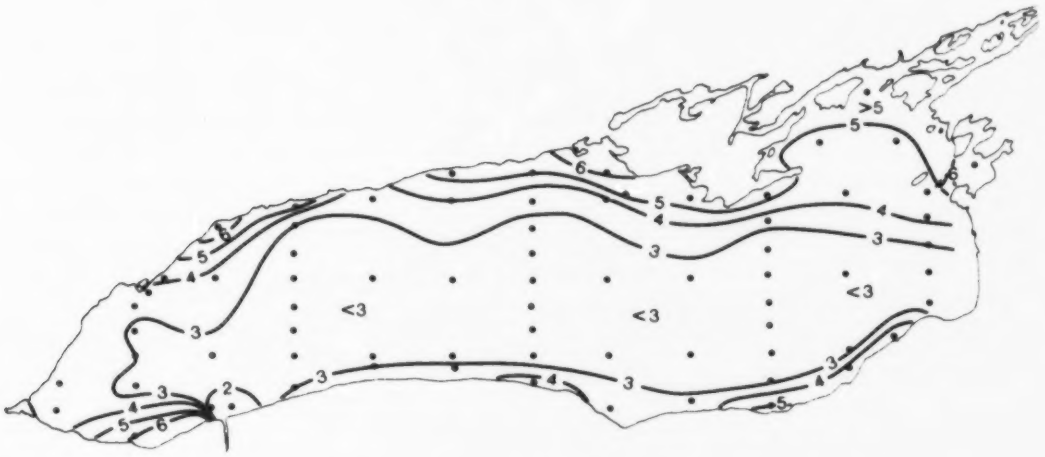
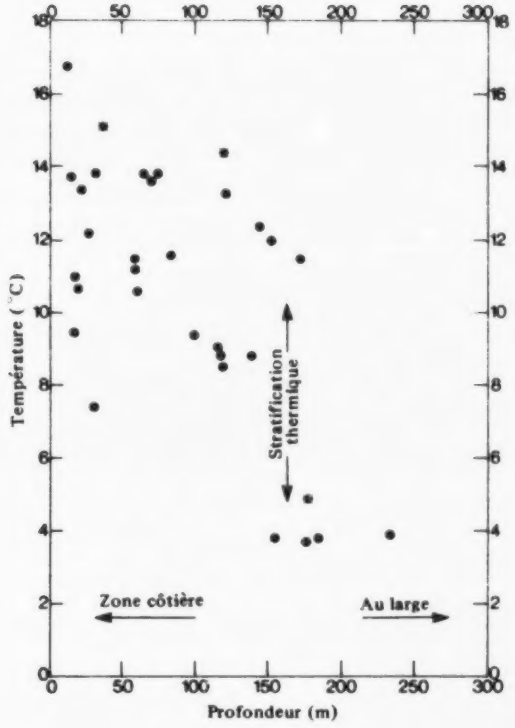


Figure 15. Températures (°C) à une profondeur de 1 m, 29 avril au 3 mai 1968. *Theron*.



← Figure 16. Température à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 19 au 23 juin 1972. *Martin Karlsen*.

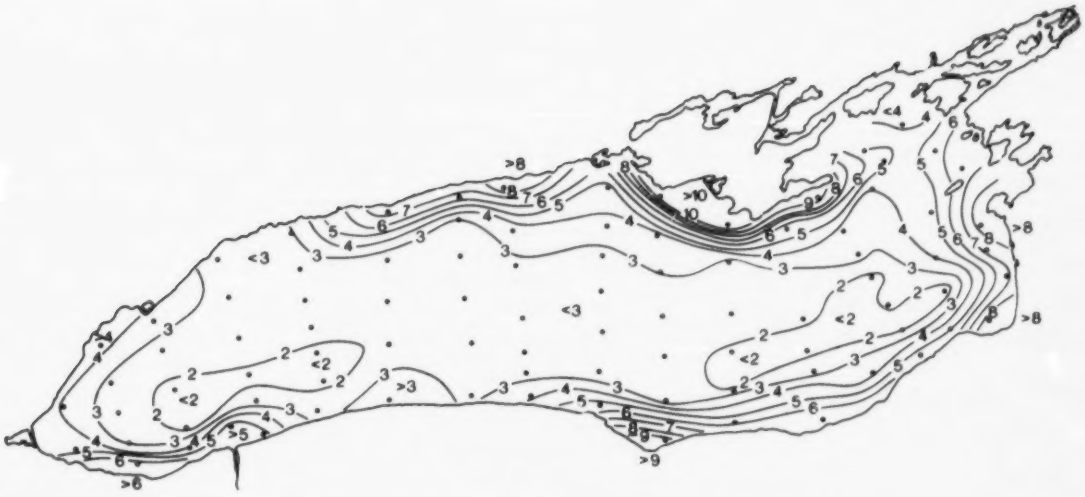


Figure 17. Chlorophylle *a* totale (µg/L) à une profondeur de 0 m, 4 au 8 avril 1972. *Limnos* et *Porte Dauphine*.

Figure 18. Chlorophylle *a* totale (µg/L) à une profondeur de 0 m, 1er au 3 mai 1972. *Limnos* et *Porte Dauphine*.

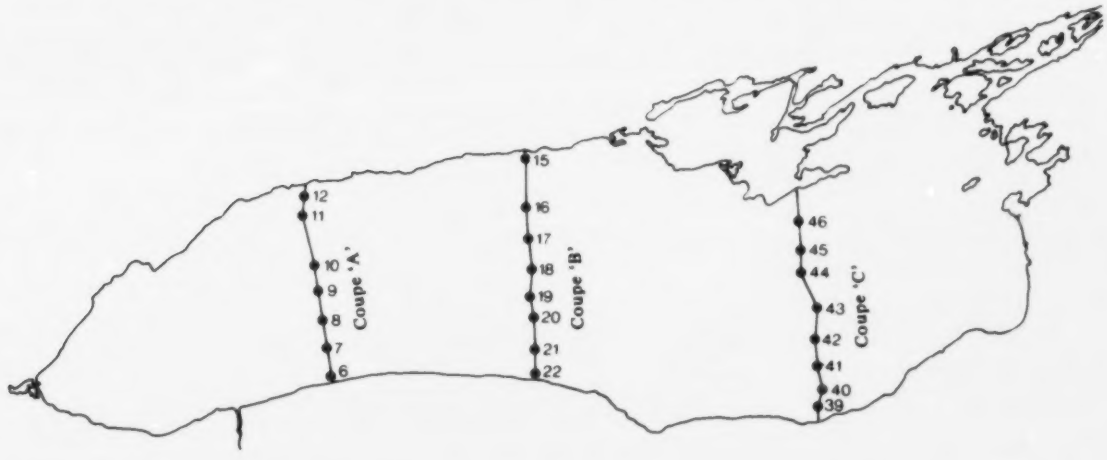


Figure 19. Emplacement des trois coupes transversales et numéros séquentiels des stations dans le lac Ontario, 20 au 23 juin 1972. *Martin Karlsen*.

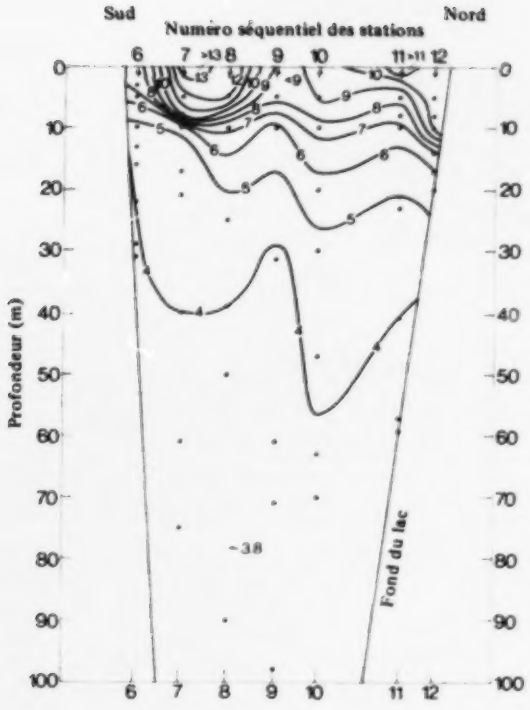


Figure 20. Températures (°C) le long de la coupe transversale A, 20 juin 1972. *Martin Karlsen*.

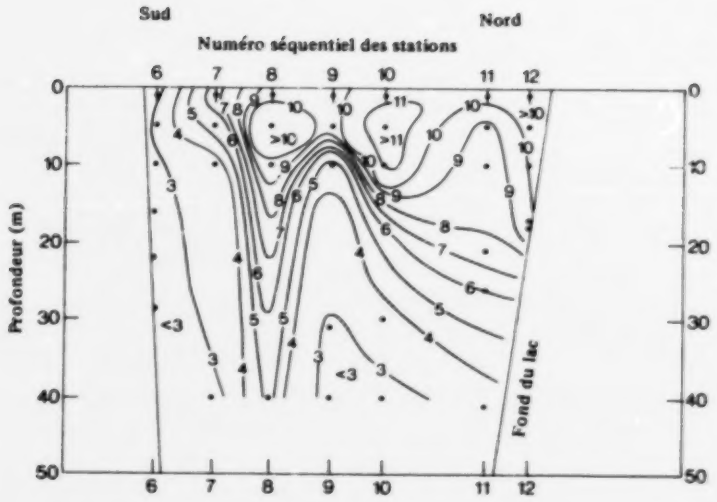


Figure 21. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale A, 20 juin 1972. *Martin Karlsen*.

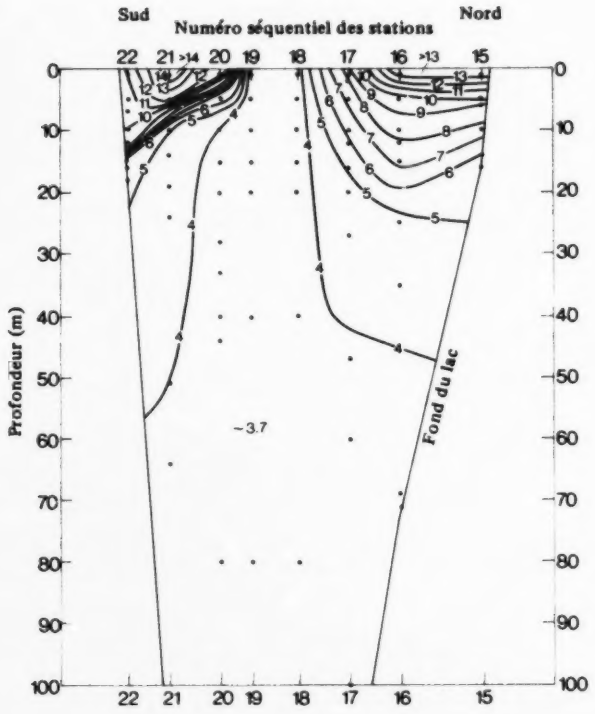


Figure 22. Températures (°C) le long de la coupe transversale B, 20 et 21 juin 1972. *Martin Karlsen*.

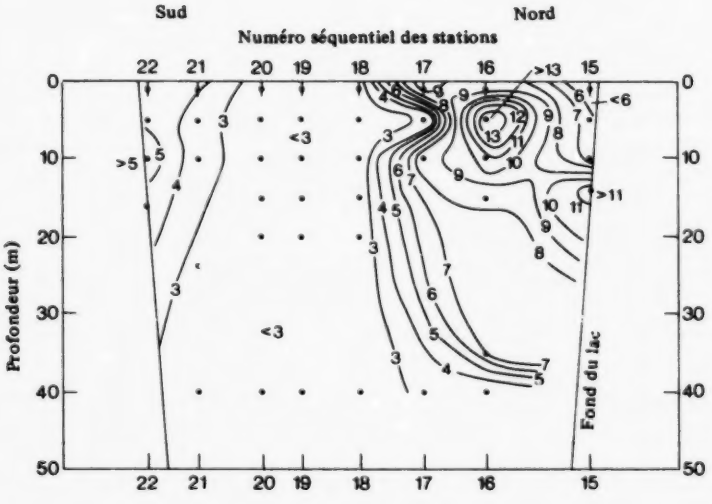


Figure 23. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale B, 20 et 21 juin 1972. *Martin Karlsen*.

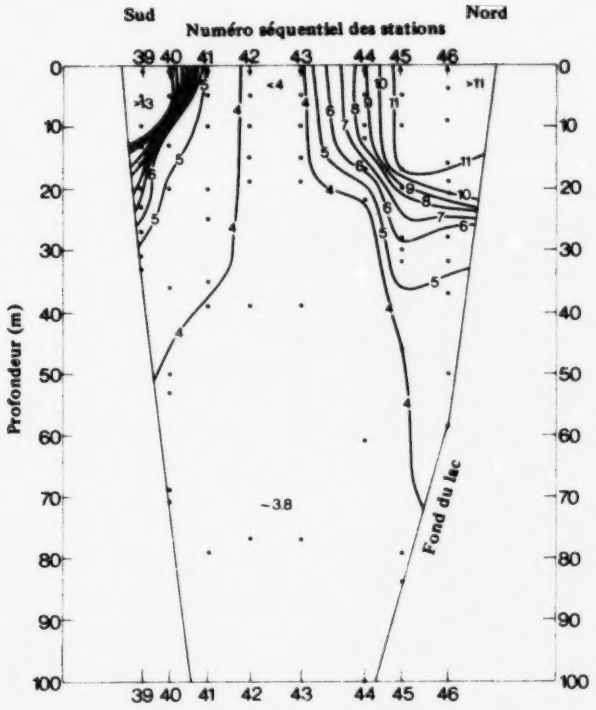


Figure 24. Températures (°C) le long de la coupe transversale C, 22 et 23 juin 1972. *Martin Karlsen*.

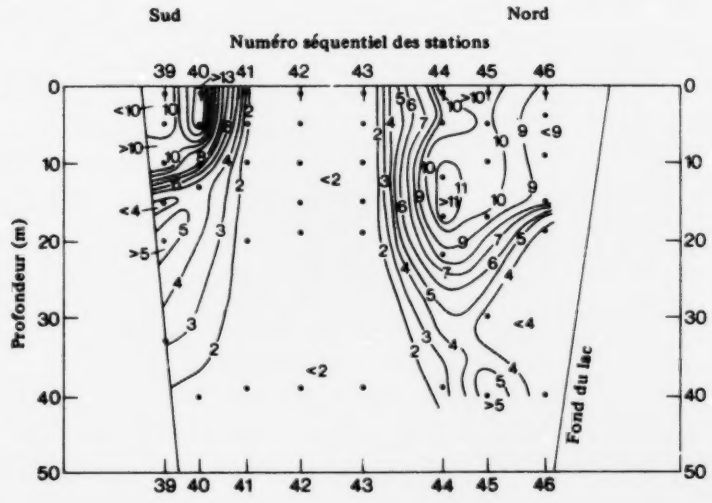


Figure 25. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale C, 22 et 23 juin 1972. *Martin Karlsen*.

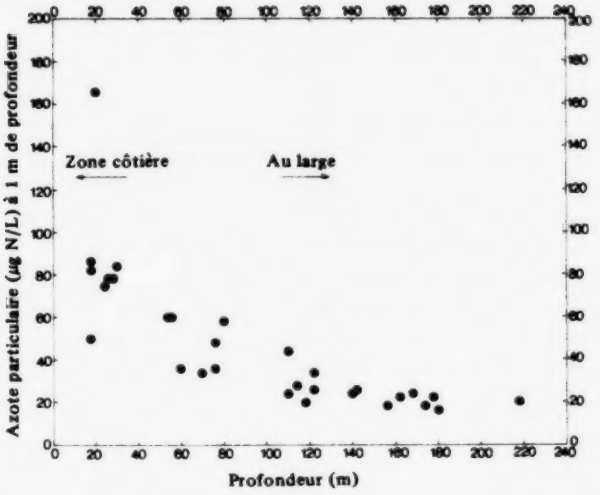


Figure 26. Azote particulaire à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 23 au 29 mai 1972. *Martin Karlsen.*

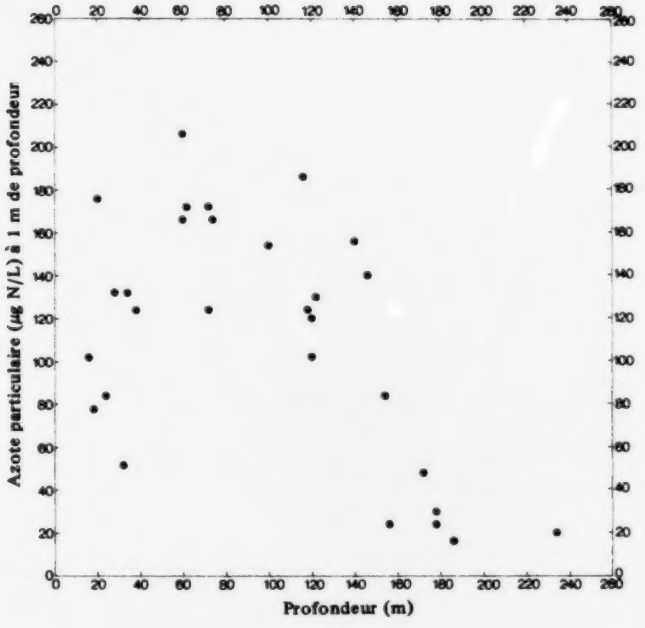


Figure 27. Azote particulaire à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 19 au 23 juin 1972. *Martin Karlsen.*

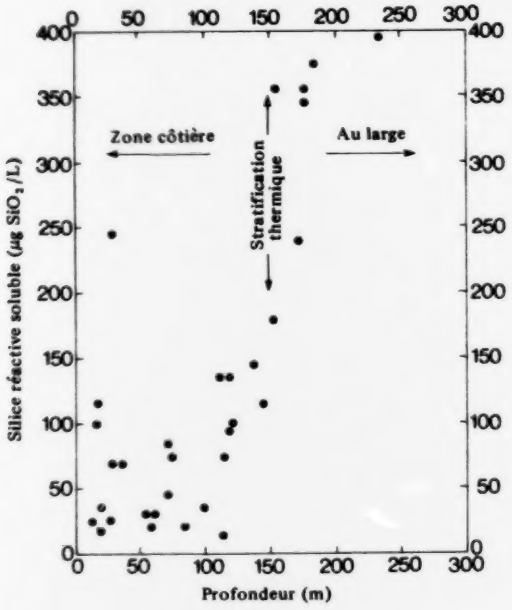


Figure 28. Silice réactive soluble à 1 m de profondeur en fonction de la profondeur, obtenue par sondage, à la même station, 19 au 23 juin 1972. *Martin Karlsen.*

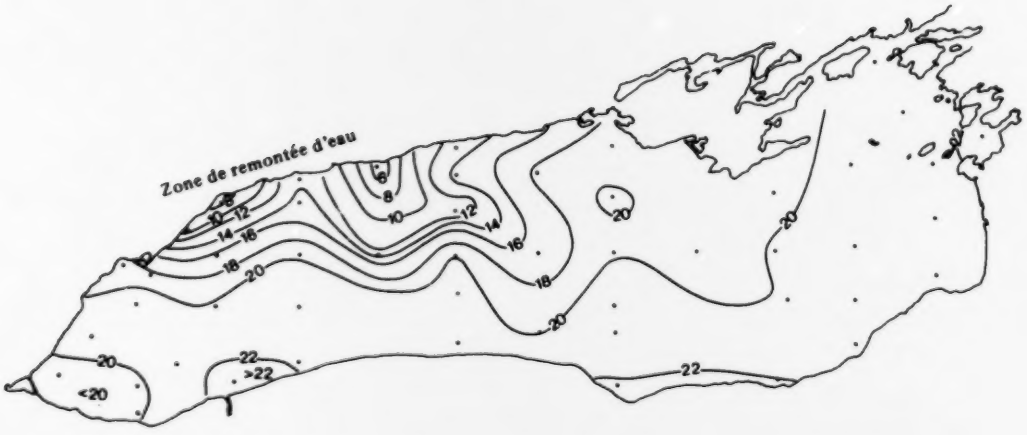


Figure 29. Températures (°C) à une profondeur de 1 m, 9 au 13 août 1971. *Martin Karlsen.*

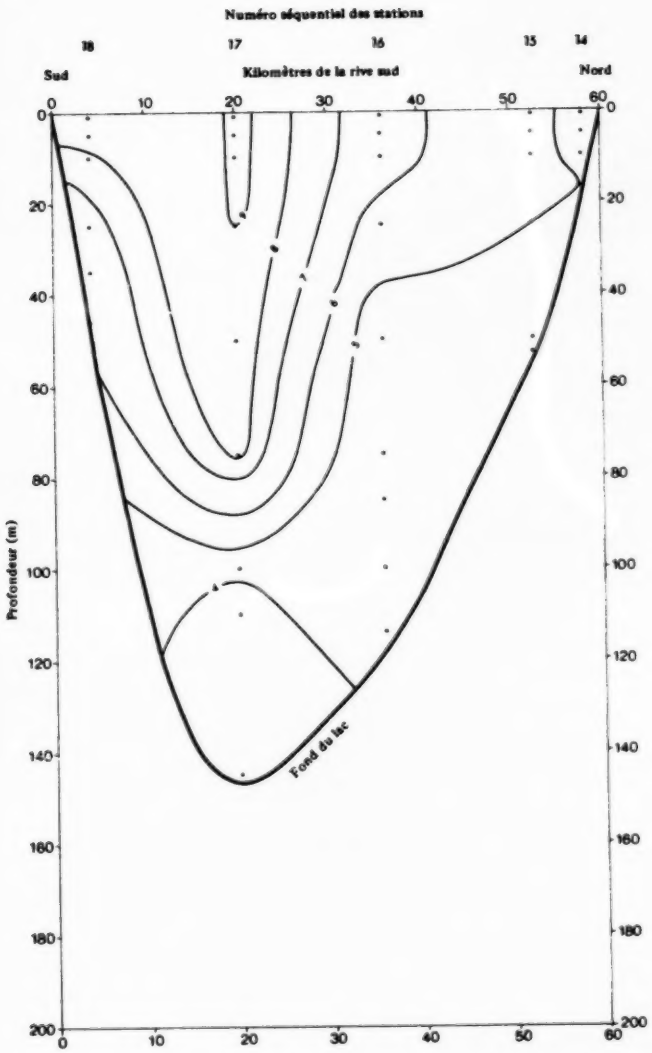


Figure 30. Températures (°C) le long d'une coupe transversale d'Oshawa vers le sud, 16 novembre 1971. *Martin Karlsen.*

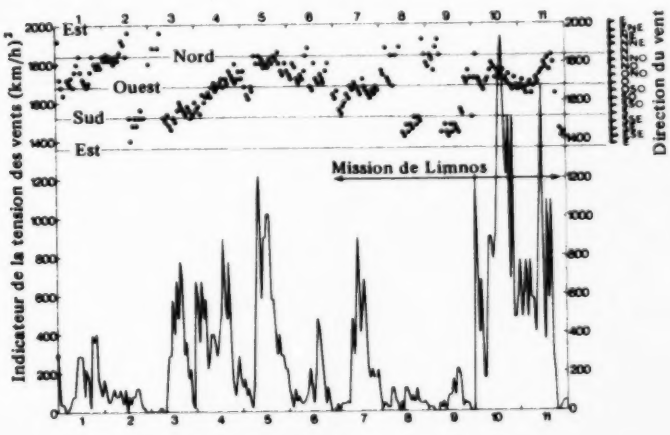


Figure 31. Vents à l'aéroport international de Toronto, 1er au 11 septembre 1976.

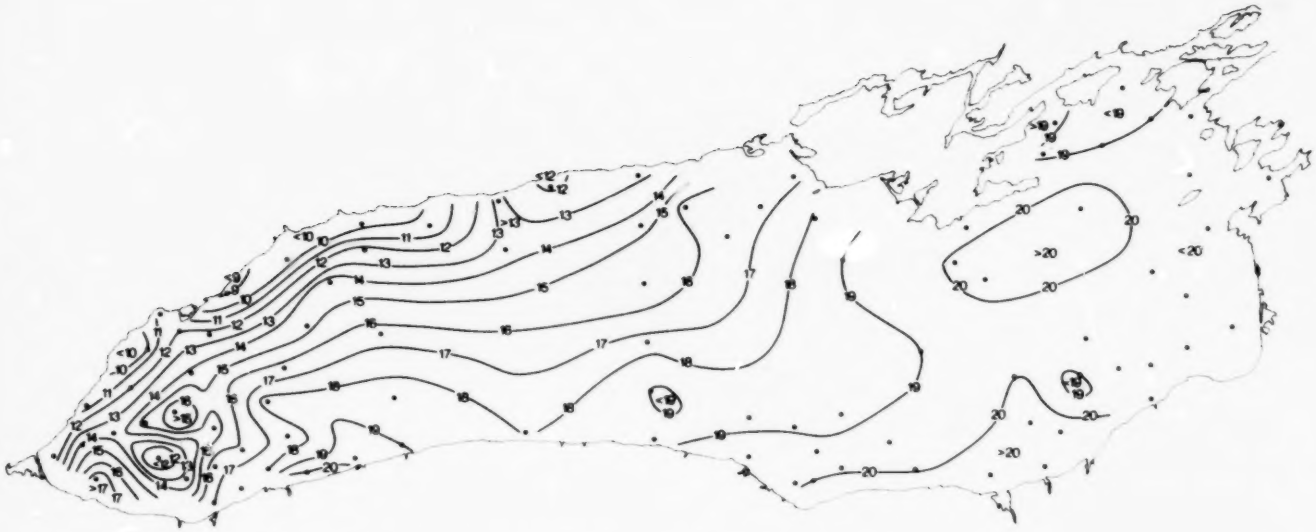


Figure 32. Températures (°C) à une profondeur de 0 m, 7 au 11 septembre 1976. *Limnos.*

Figure 33. Temperatures (°C) à une profondeur de 20 m, 7 au 11 septembre 1976. *Limnos.*

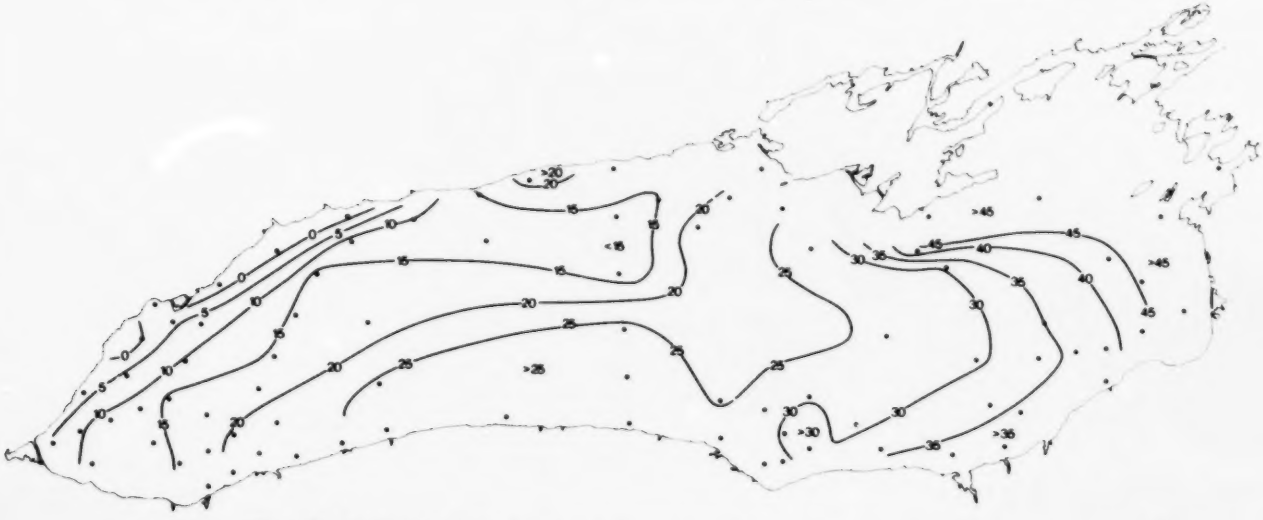


Figure 34. Profondeur (m) de la surface isotherme de 10 °C, 7 au 11 septembre 1976. *Limnos.*

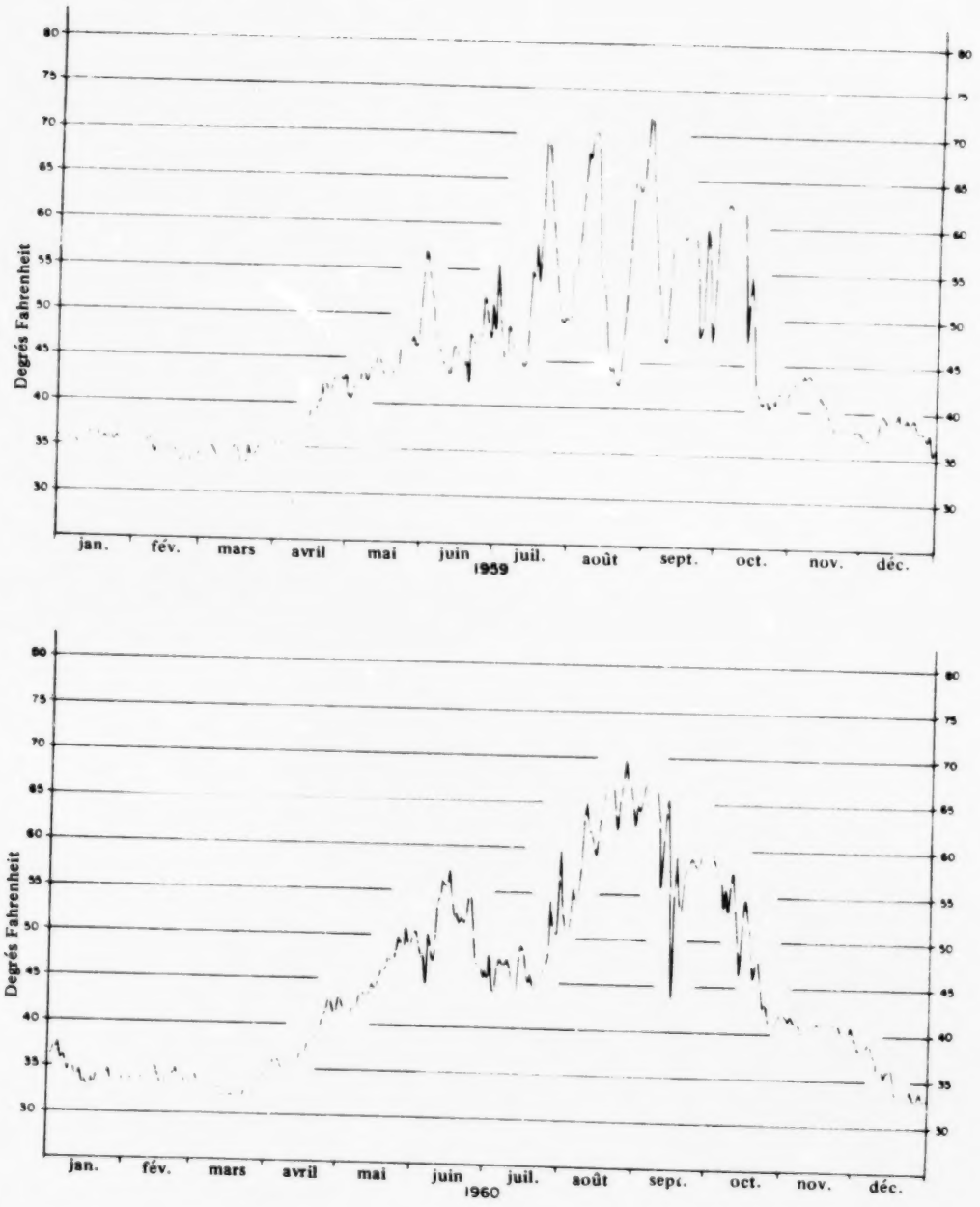


Figure 35. Températures (°F) moyennes journalières de l'eau aux prises d'eau de Hamilton, lac Ontario, 1959 et 1960.

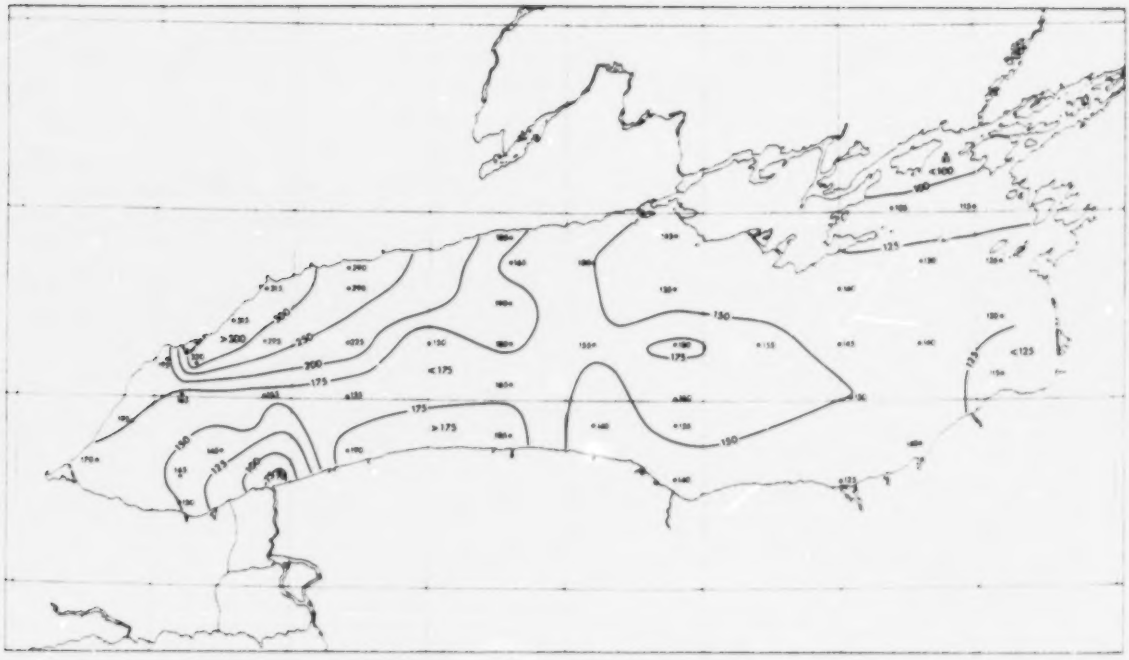
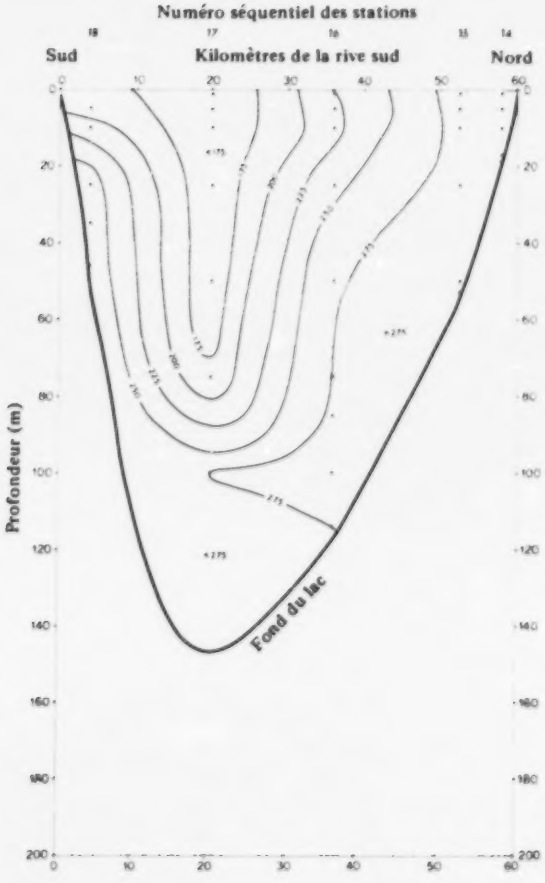


Figure 36. Nitrates + nitrites (µg/L de N) à une profondeur de 1 m, 15 au 19 novembre 1971. *Martin Karlsen.*



← **Figure 37.** Nitrates + nitrites (µg/L de N) le long d'une coupe transversale d'Oshawa vers le sud, 16 novembre 1971. *Martin Karlsen.*

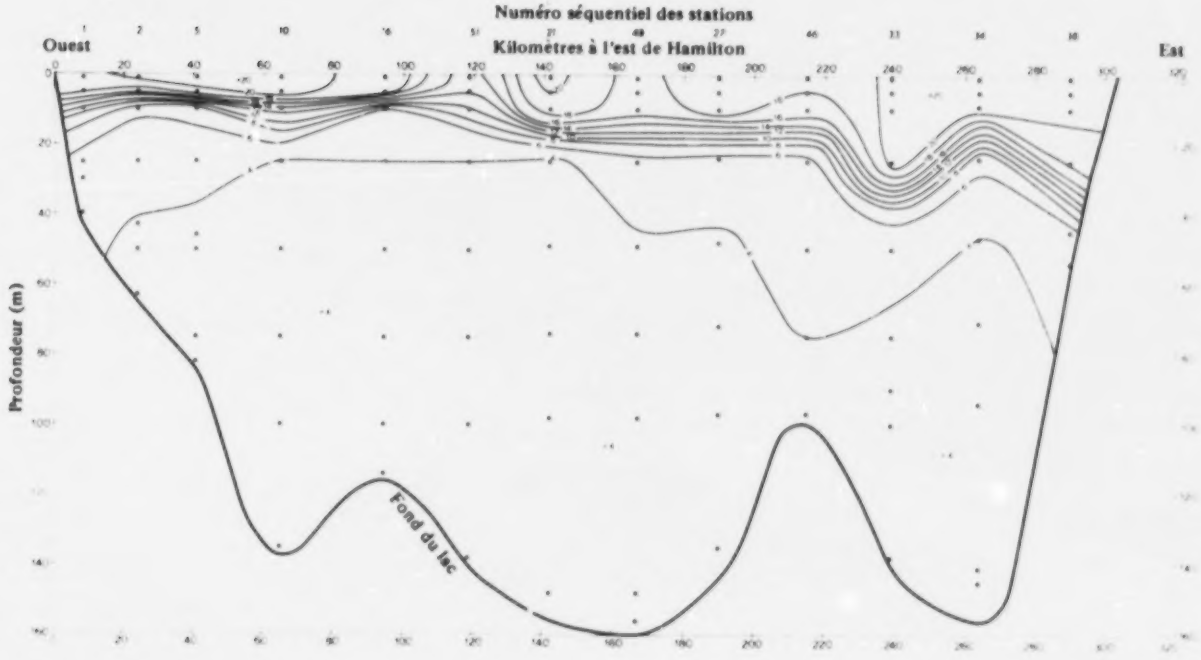


Figure 38. Températures (°C) le long d'une coupe longitudinale de Hamilton vers l'est, 9 au 13 août 1971. *Martin Karlsen.*

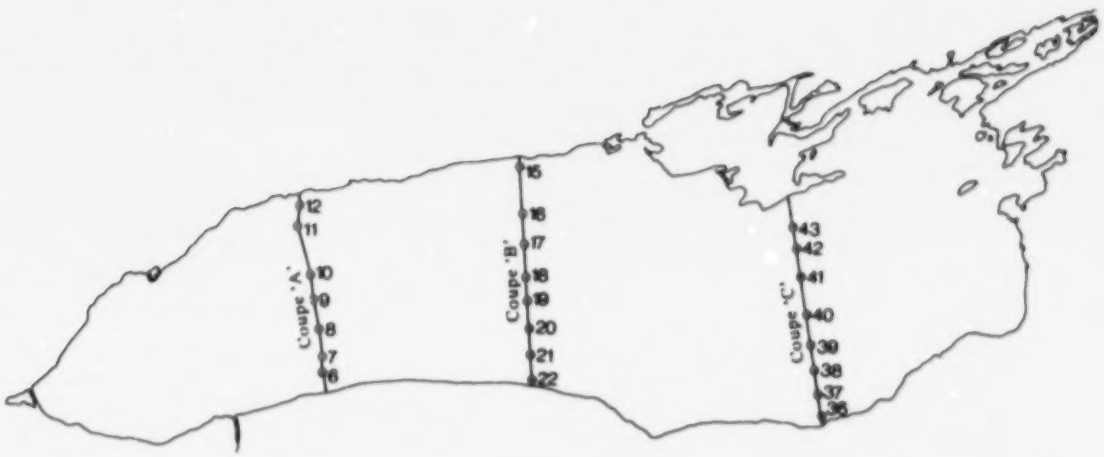


Figure 39. Emplacements des trois coupes transversales et numéros séquentiels des stations dans le lac Ontario, 18 au 21 juillet 1972. *Martin Karlsen.*

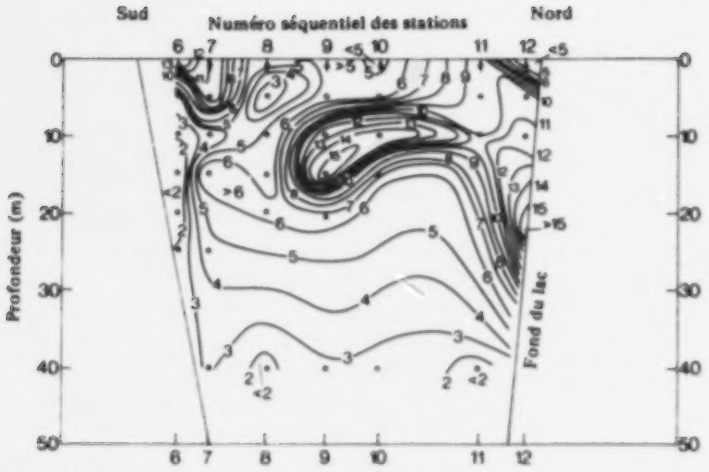


Figure 40. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale A, 18 juillet 1972. *Martin Karlsen*.

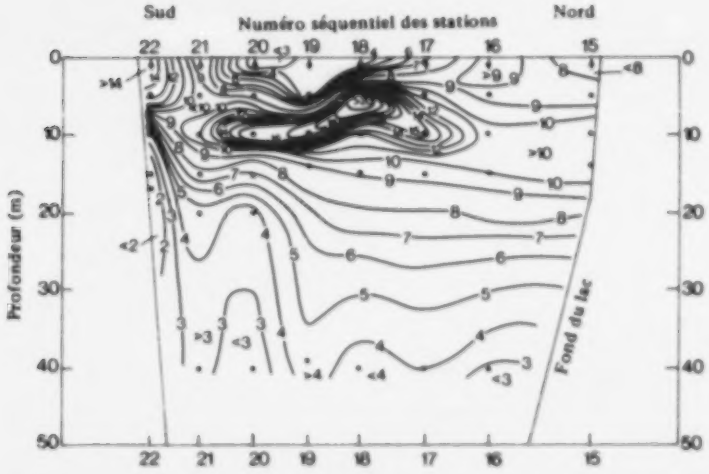


Figure 41. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale B, 18 et 19 juillet 1972. *Martin Karlsen*.

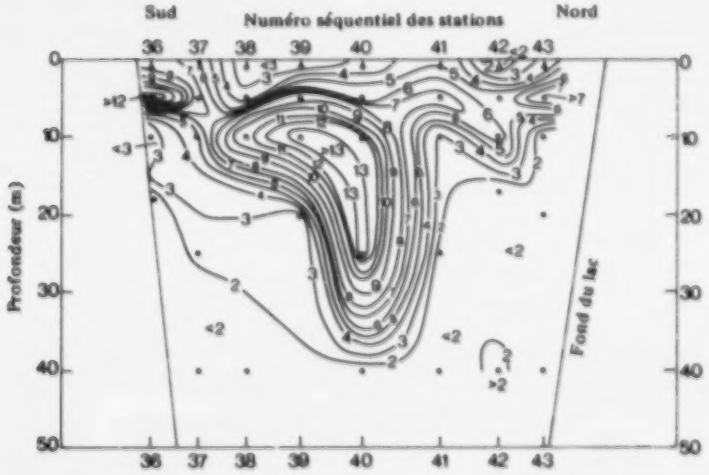


Figure 42. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale C, 20 et 21 juillet 1972. *Martin Karlsen*.

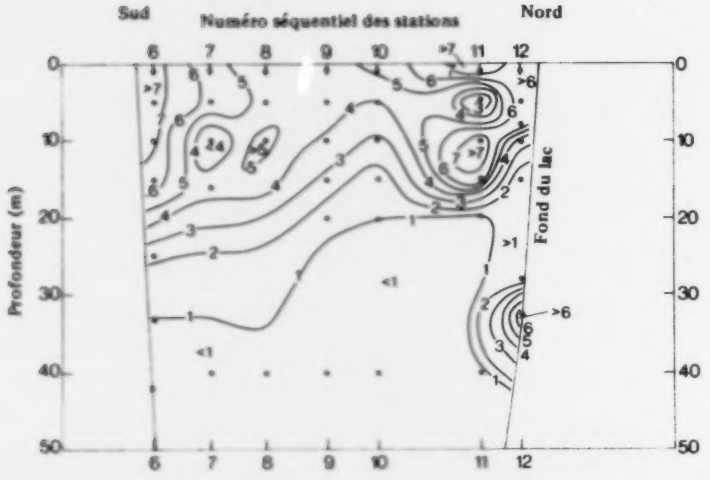


Figure 43. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale A, 6 septembre 1972. *Martin Kariseu.*

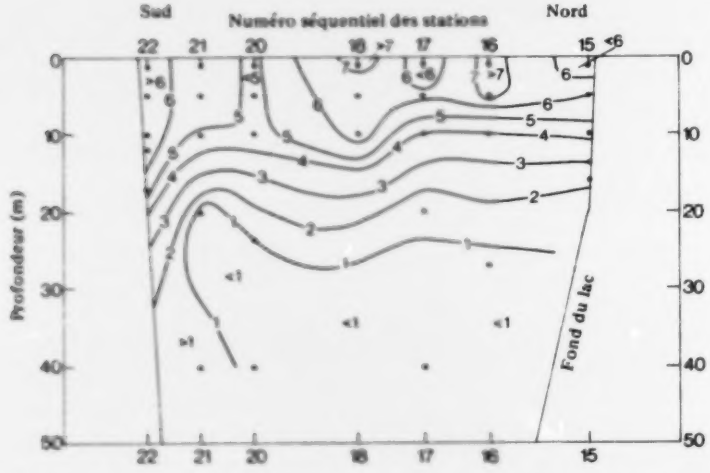


Figure 44. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale B, 6 et 7 septembre 1972. *Martin Kariseu.*

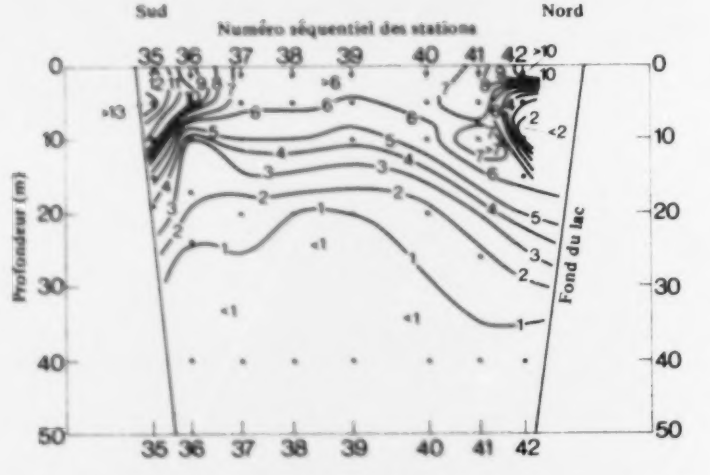


Figure 45. Chlorophylle *a* totale (µg/L) le long de la coupe transversale C, 8 et 9 septembre 1972. *Martin Kariseu.*

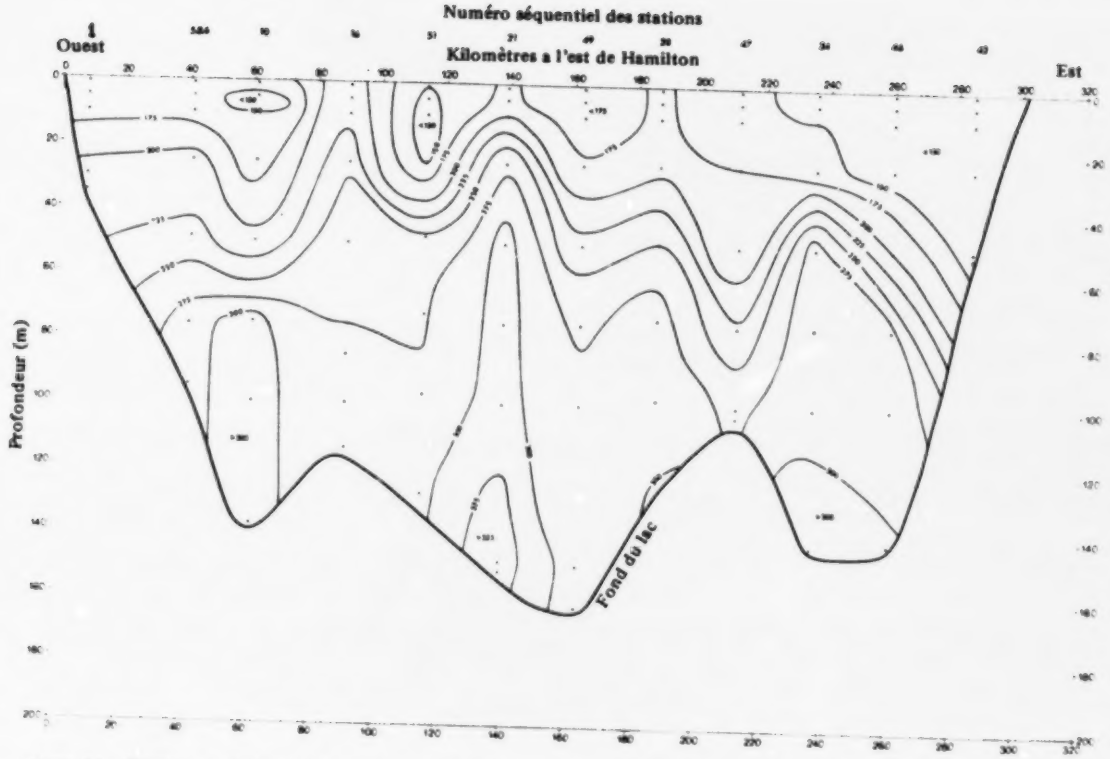


Figure 46. Nitrates + nitrites (µg/L de N) le long d'une coupe longitudinale de Hamilton vers l'est, 15 su 19 novembre 1971. *Martin Karlsen*.

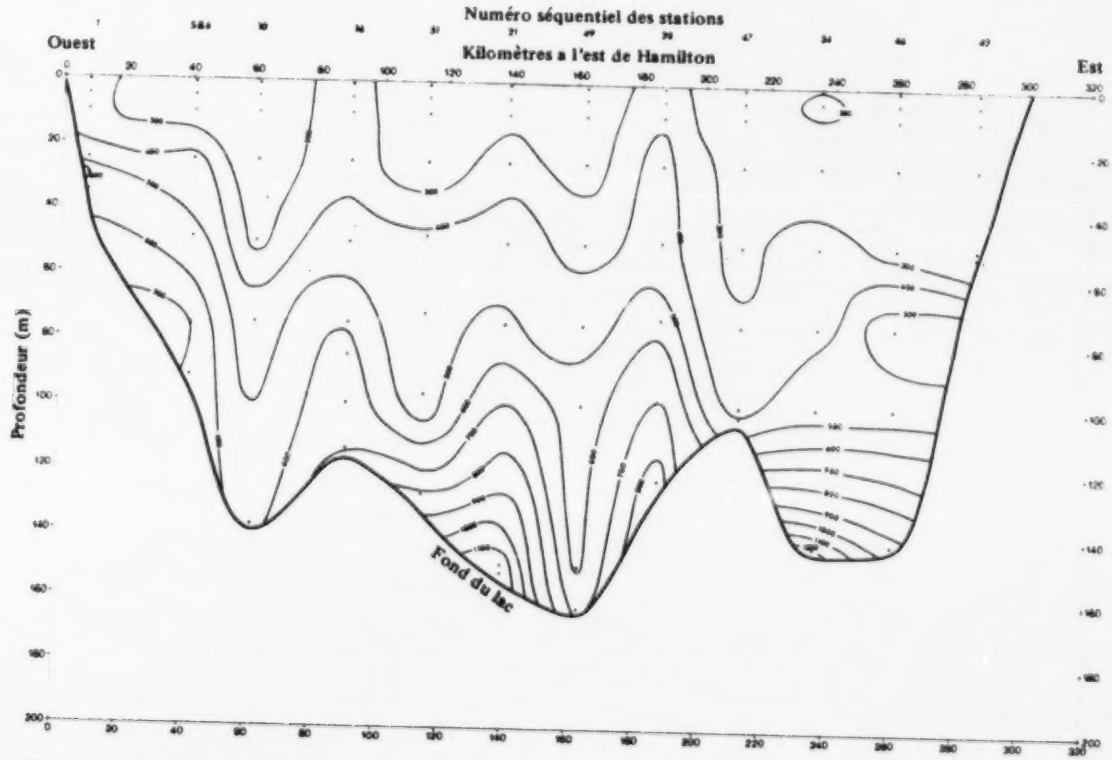


Figure 47. Silice réactive soluble (µg/L de SiO_3) le long d'une coupe longitudinale de Hamilton vers l'est, 15 au 19 novembre 1971 (exagération verticale × 1000). *Martin Karlsen*.

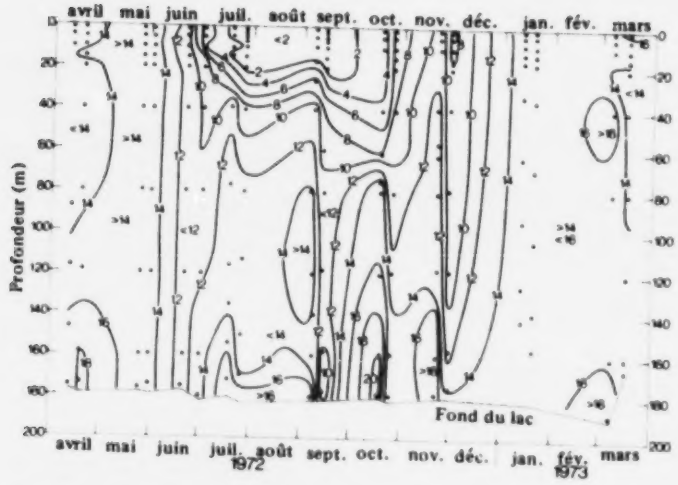


Figure 48. Phosphore réactif soluble (µg/L de P) en fonction de la date et de la profondeur à la station P-19, au milieu du lac, 1972 et début de 1973. *Martin Karlsen.*

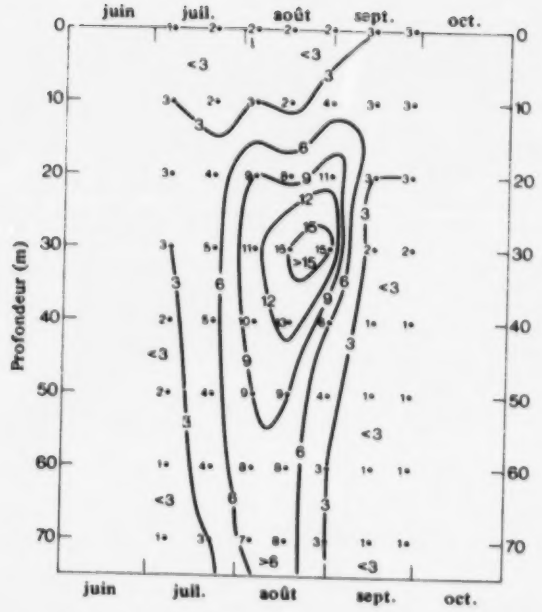


Figure 49. Nitrite (µg/L de N) en fonction de la date et de la profondeur : valeurs moyennes au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 1966. *Brandal.*

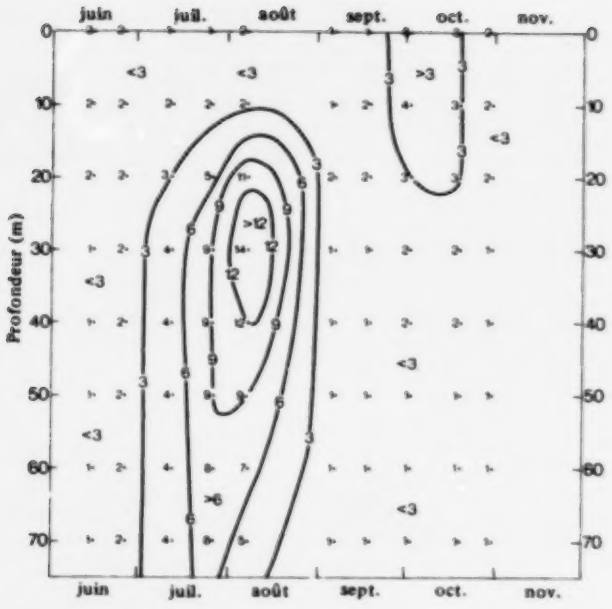


Figure 50. Nitrite (µg/L de N) en fonction de la date et de la profondeur : valeurs moyennes au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 1967. *Tberon*.

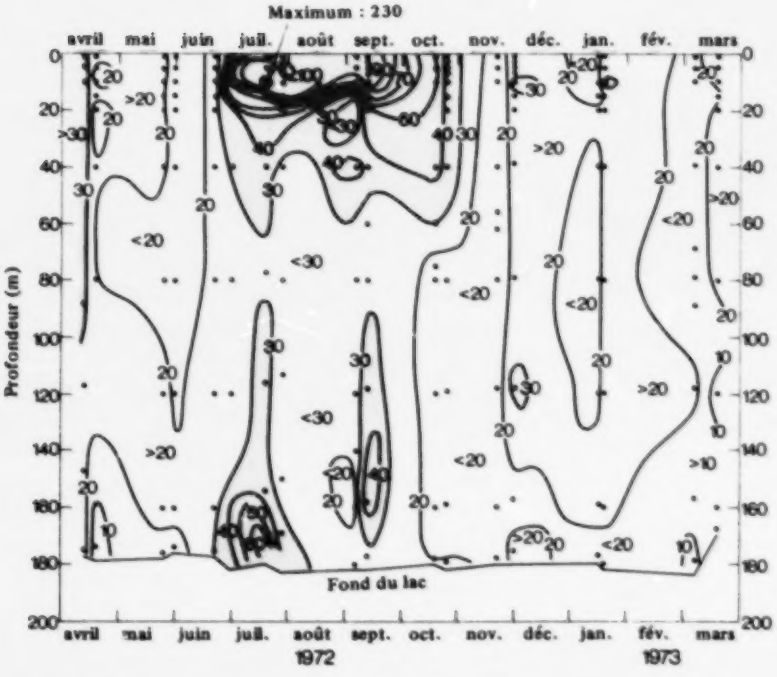


Figure 51. Azote particulaire (µg/L de N) à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973. *Martin Karlsen*. L'intervalle des courbes de niveau est de 10 µg/L, sauf dans la zone des valeurs extrêmes. Les zones où la valeur est >30 sont ombragées.

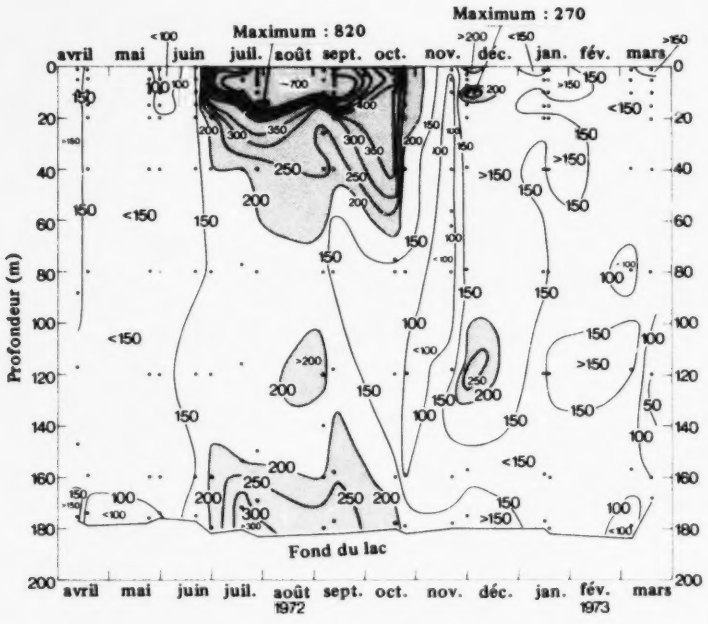


Figure 52. Carbone organique particulaire (µg/L de C) à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973. *Martin Karlsen*. L'intervalle des courbes de niveau est de 50 µg/L, sauf dans la zone des valeurs extrêmes. Les zones où la valeur est >200 sont ombragées.

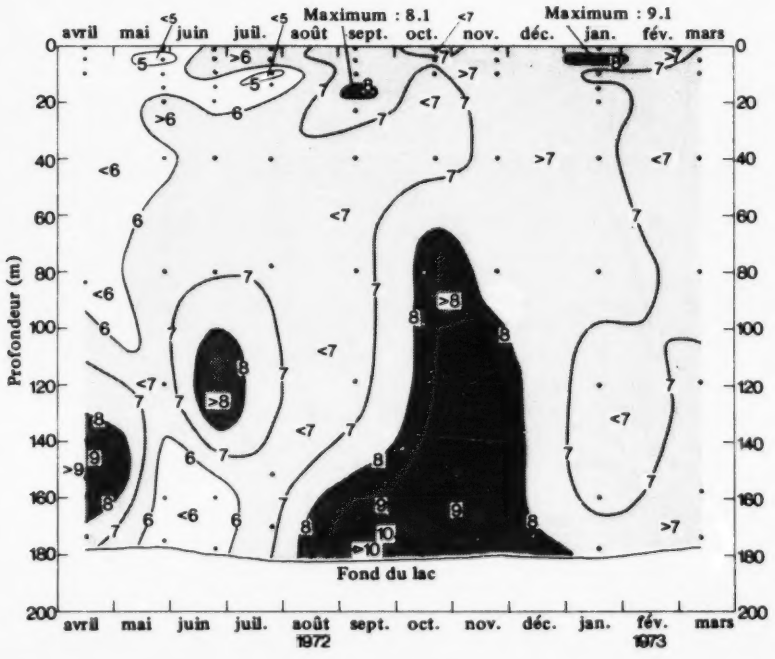
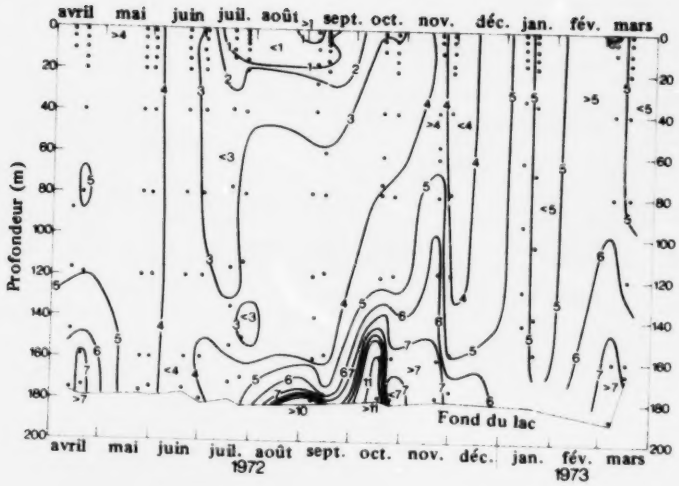


Figure 53. Rapport massique du carbone organique particulaire et de l'azote particulaire à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973. *Martin Karlsen*.



← **Figure 54.** Silice réactive soluble en fonction de la date et de la profondeur à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973. *Martin Karlsen*. Les unités sont en centième de microgrammes de SiO_2 par litre. L'intervalle des courbes de niveau est de 100 µg/L.

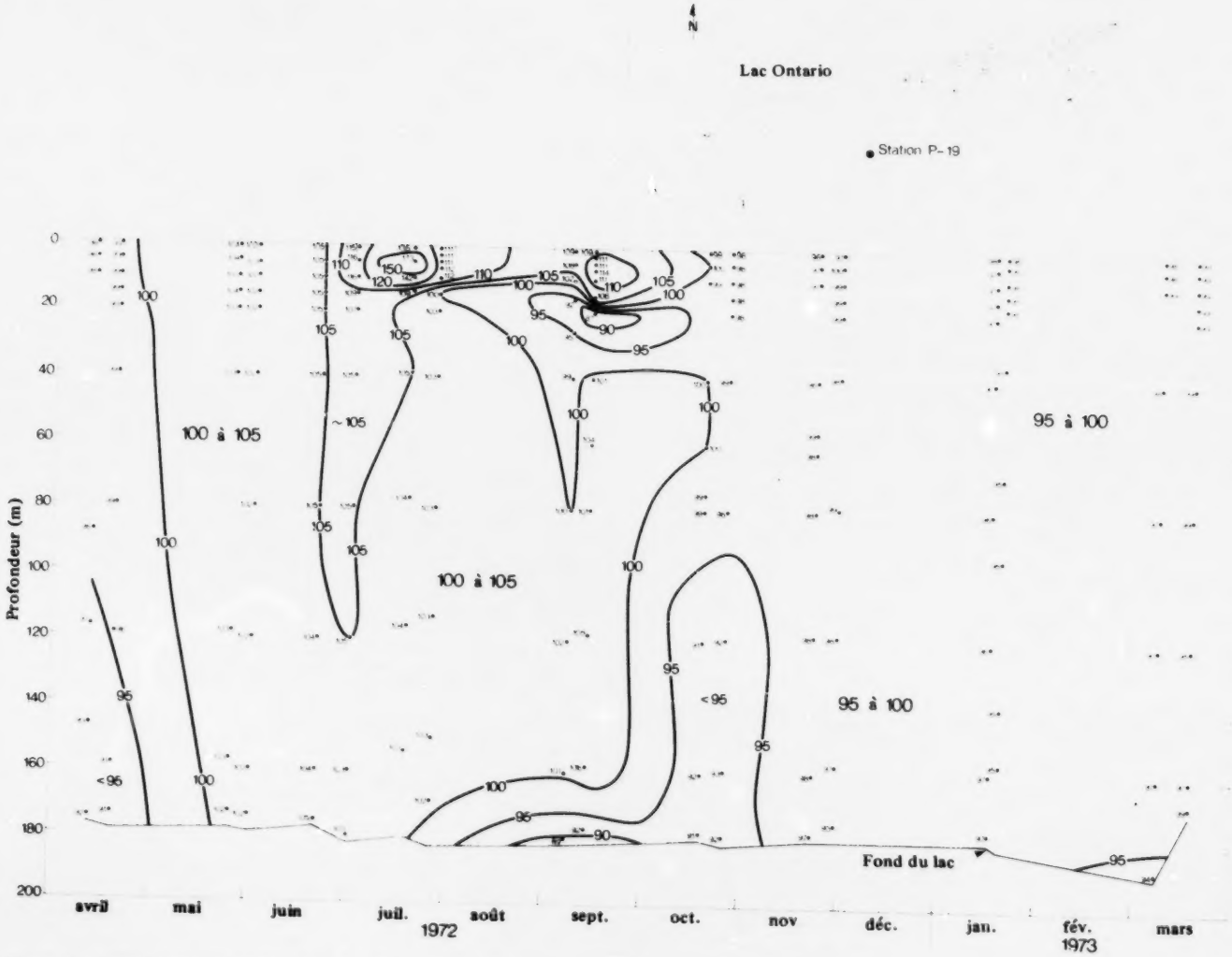


Figure 55. Oxygène dissous en fonction de la date et de la profondeur à la station P-19 au milieu du lac, 1972 et début de 1973. *Martin Karlsen*. Les valeurs expriment la saturation en oxygène (%), ou la valeur (%) équilibre à l'air.

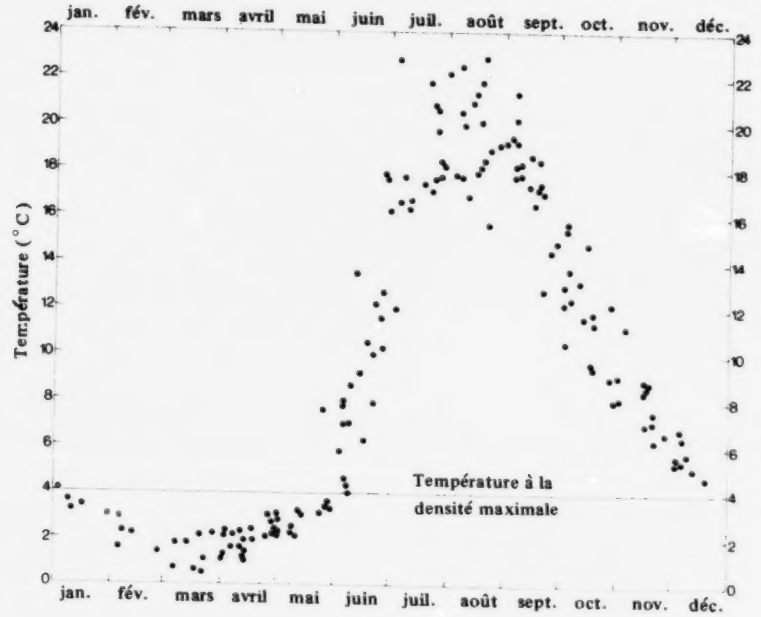


Figure 56. Cycle saisonnier des températures moyennes de surface à chacune des missions au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 1966 à 1979. Données du CCEI.

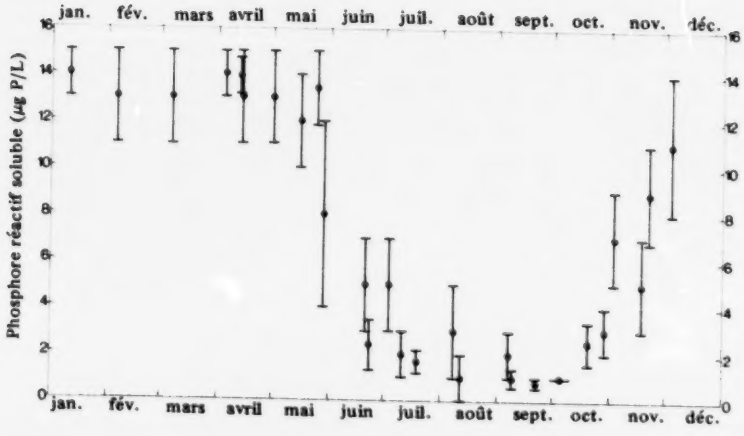


Figure 57. Phosphore réactif soluble : cycle saisonnier dans les eaux de surface au large, 1968 à 1972 ; observations lors de 27 missions des frégates du CCEI. Les échantillons proviennent de 10 m d'épaisseur aux stations où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m. Pour chacune des missions, la valeur moyenne et l'écart-type sont donnés.

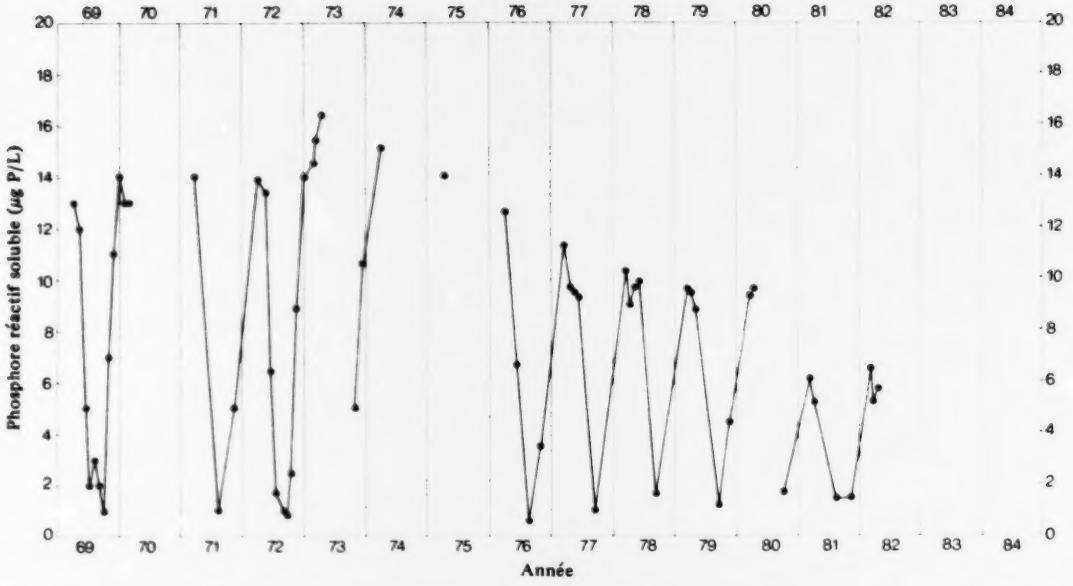


Figure 58. Phosphore réactif soluble : valeurs moyennes dans les eaux près de la surface à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m. Missions des frégates du CCEI, 1969 à 1982.

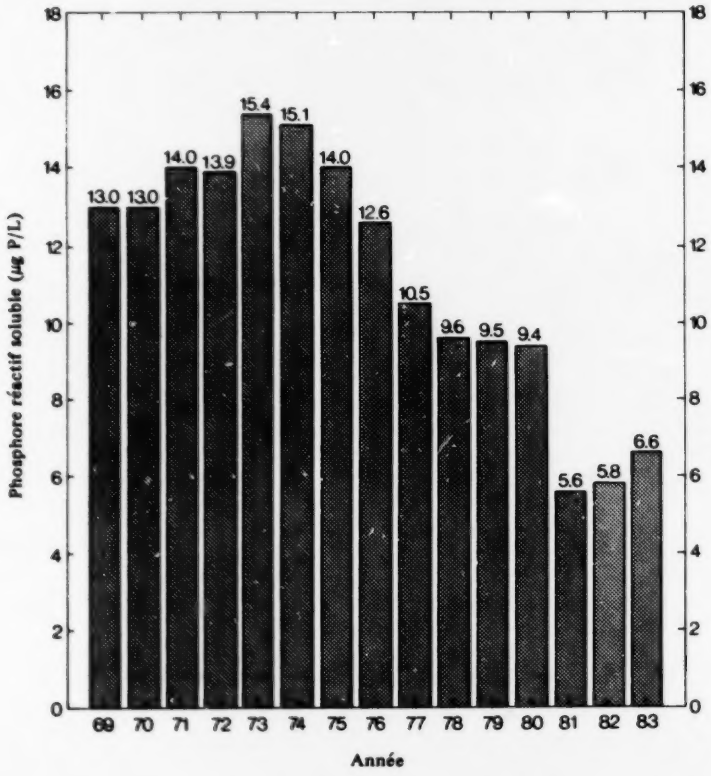


Figure 59. Phosphore réactif soluble dans les eaux près de la surface au large, mars et avril 1969 à 1983. L'objectif est de 6.0 µg/L de P.

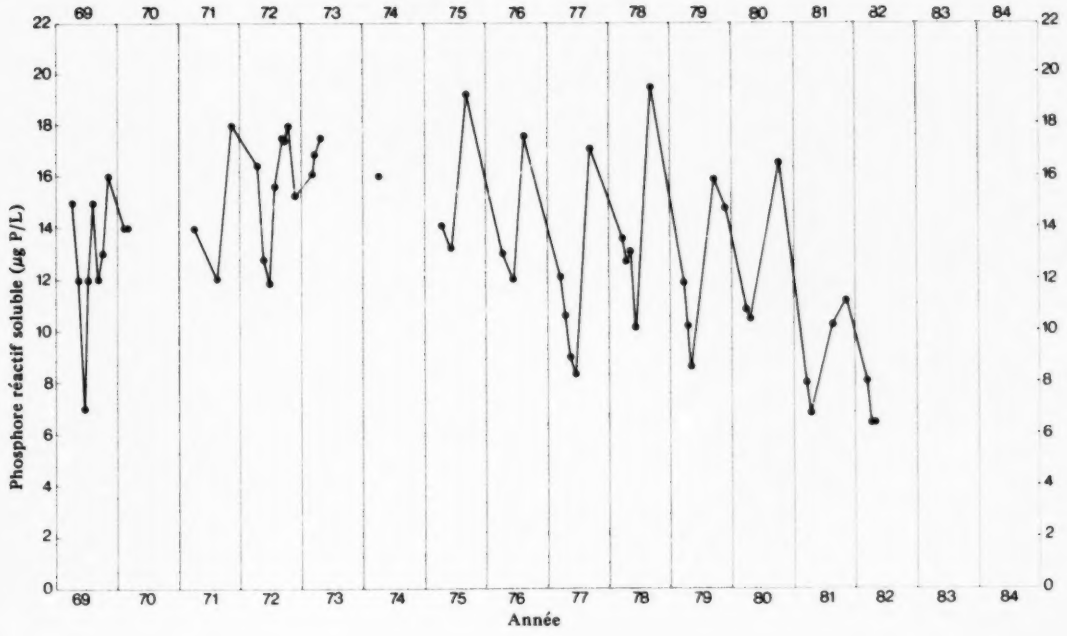


Figure 60. Phosphore réactif soluble : valeurs moyennes dans les eaux près du fond à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m ; missions des frégates du CCEI, 1969 à 1982.

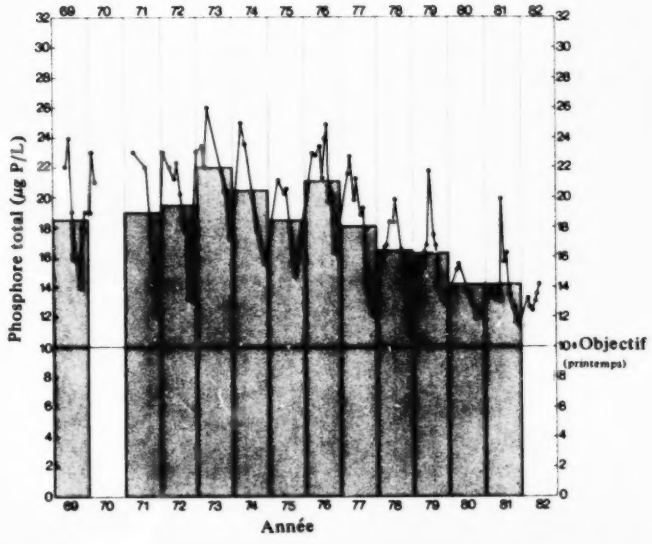


Figure 61. Phosphore total dans les eaux près de la surface à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, 1969 à 1982. Les points représentent les valeurs moyennes d'une mission ; les traits sont les valeurs moyennes annuelles non pondérées. Données du CCEI.

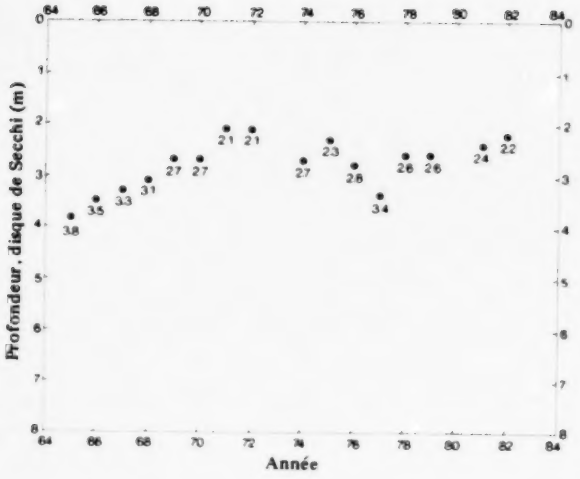


Figure 62. Transparence selon la profondeur, méthode du disque de Secchi, valeurs moyennes estivales (juillet, août et septembre), 1965 à 1982, au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m. Les valeurs réciproques ont été utilisées pour le calcul des moyennes estivales.

Chlorophylle *a* totale (chlorophylle *a* active + phaéopigments),
Chlorophylle *a* totale, échantillons intégrés en juin, juillet, août, à 20 m lorsque l'épilimnion est < 10 m d'épaisseur.
Phaéopigments, chlorophylle inactive, indiquant peut-être le broutage du zooplancton.

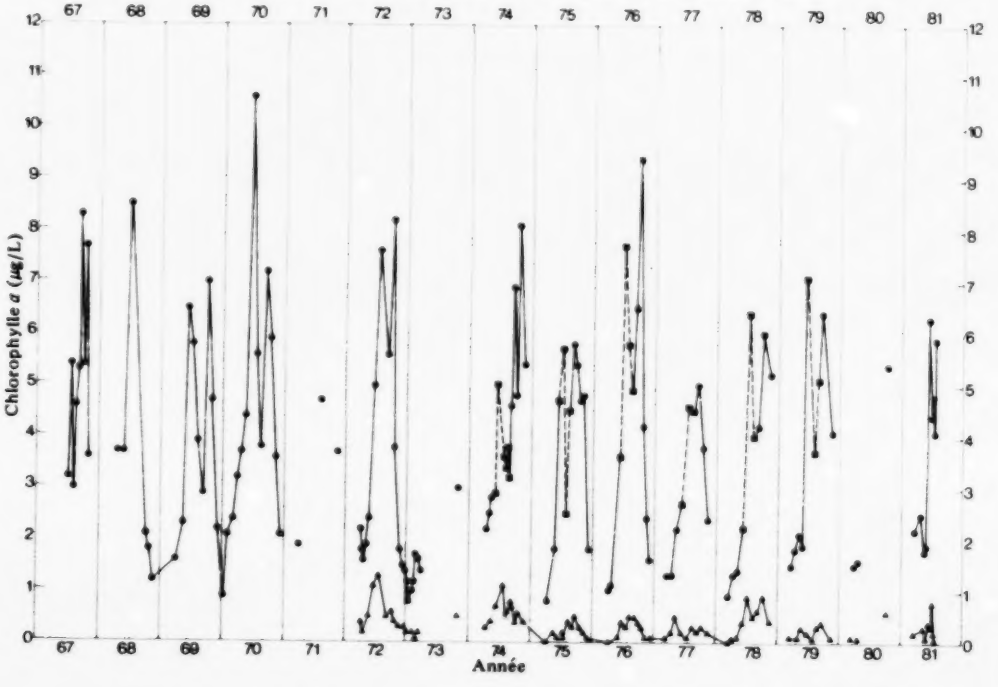


Figure 63. Chlorophylle *a* et phaéopigments dans les eaux près de la surface au large; valeurs moyennes des missions, 1967 à 1981.

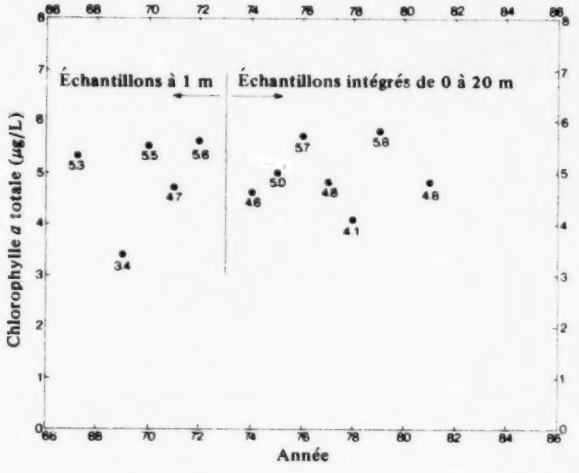


Figure 64. Chlorophylle *a* totale : valeurs moyennes pour août et septembre dans les eaux près de la surface au large, 1967 à 1981. Données du CCEI.

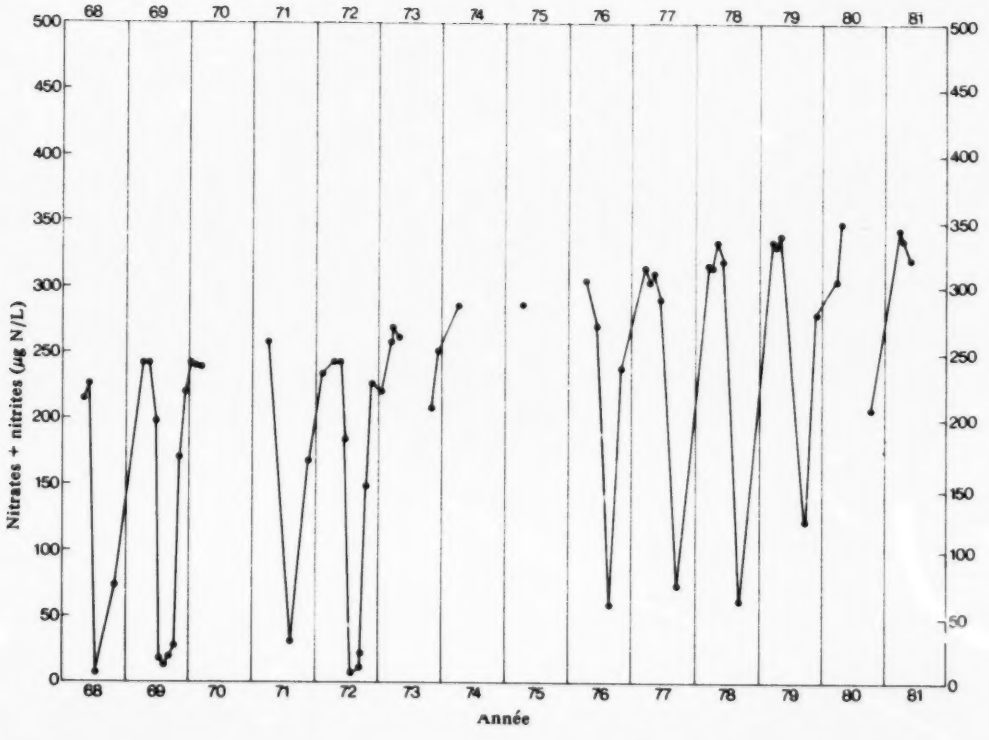


Figure 65. Nitrates + nitrites dans les eaux près de la surface au large, valeurs moyennes des missions, 1968 à 1981. Le minimum saisonnier est mal défini entre 1977 et 1980, années pour lesquelles il n'y avait pas de données du mois d'août.

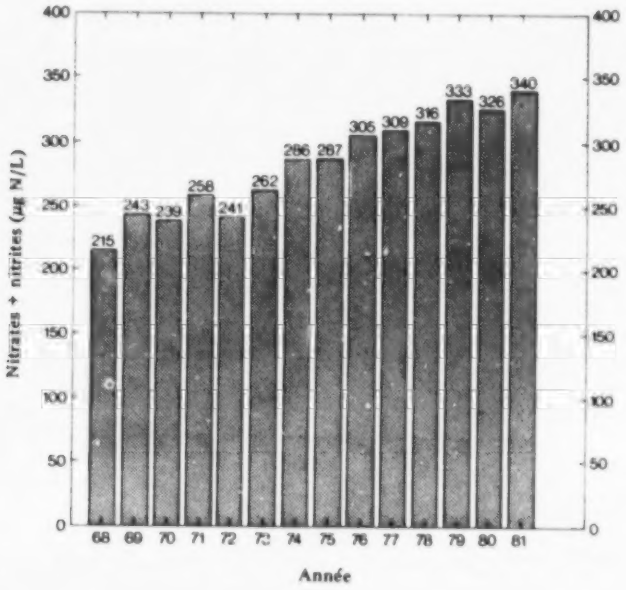


Figure 66. Nitrates + nitrites : valeurs moyennes dans les eaux près de la surface au large, mars et avril 1968 à 1981.

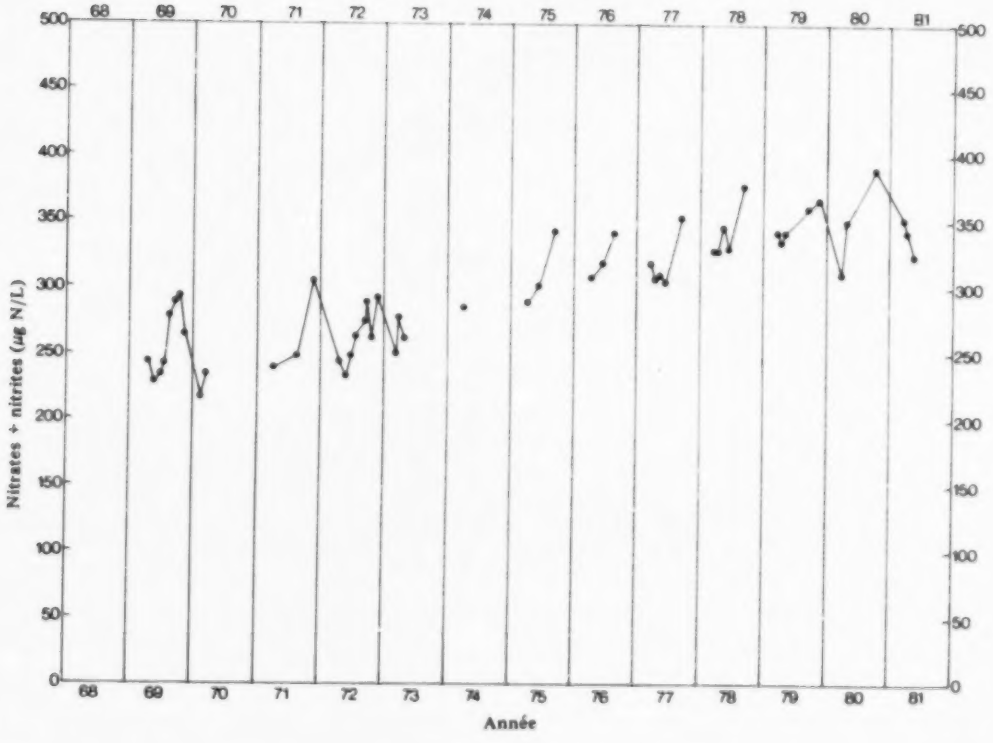


Figure 67. Nitrates + nitrites dans les eaux près du fond au large, valeurs moyennes des missions, 1969 à 1981.

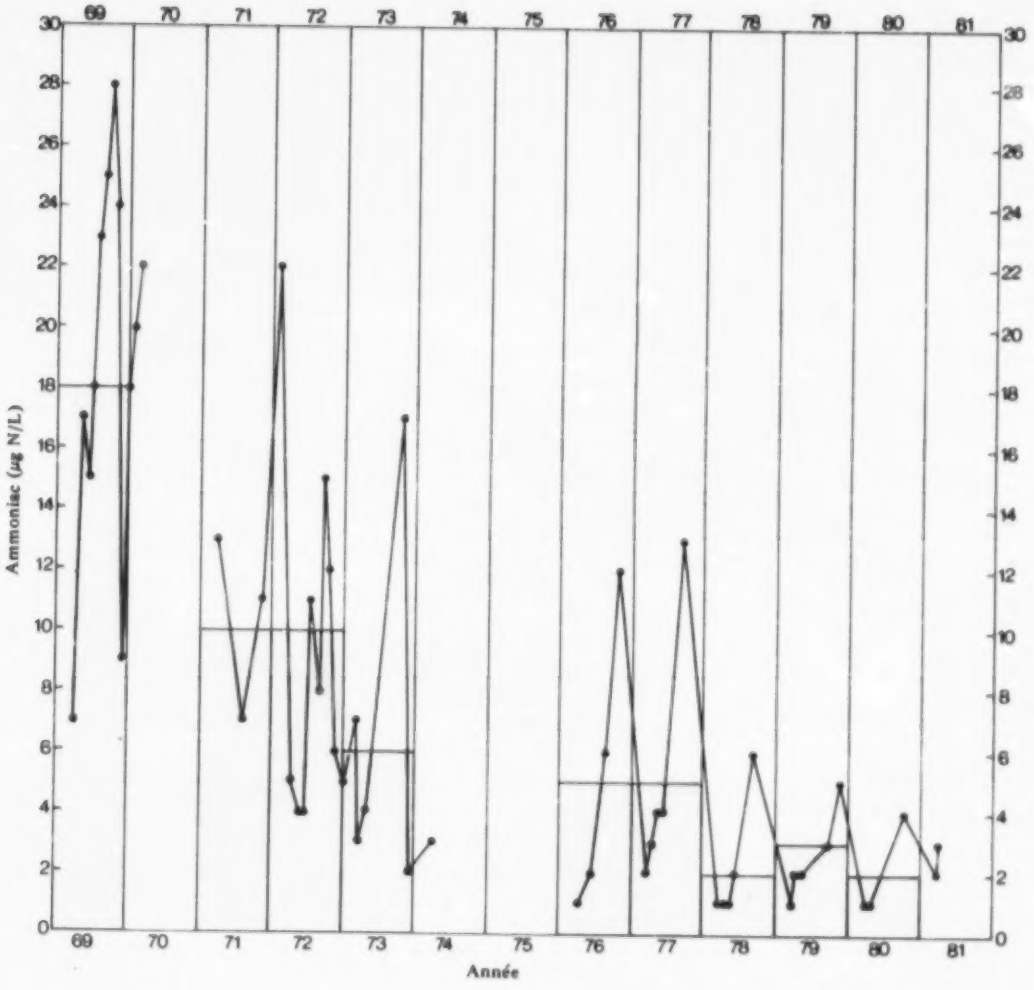


Figure 68. Ammoniac dans les eaux près de la surface au large, 1969 à 1981. Les points représentent les valeurs moyennes des missions et les traits sont les valeurs moyennes annuelles non pondérées.

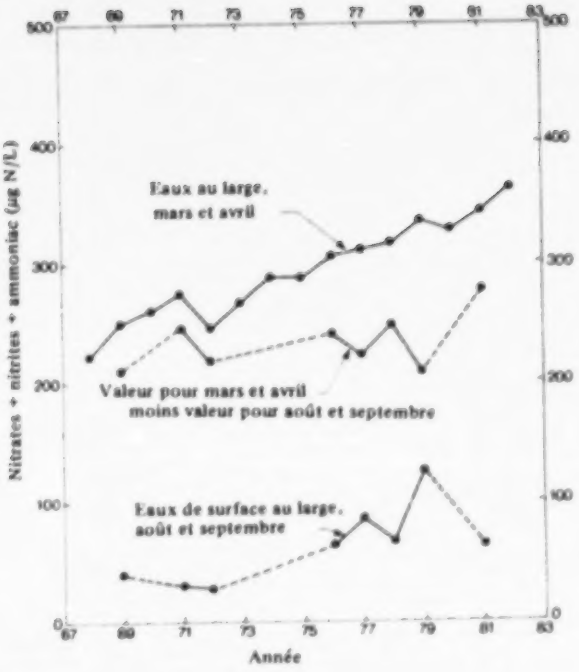


Figure 69. Nitrates + nitrites + ammoniac, 1968 à 1982. Données du CCEI.

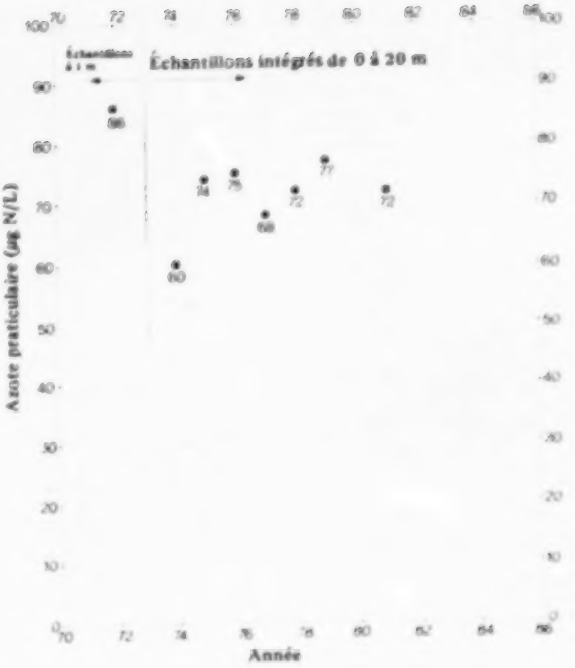


Figure 71. Azote particulaire: valeurs moyennes pour août et septembre dans les eaux près de la surface au large, 1972 à 1981. Données du CCEI.

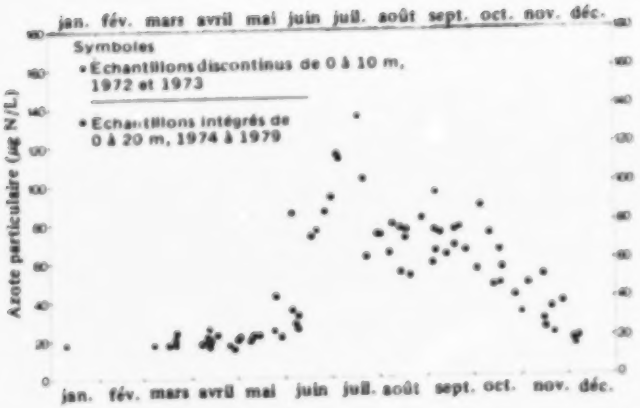


Figure 70. Azote particulaire dans les eaux près de la surface au large: valeurs moyennes des missions, 1972 à 1979.

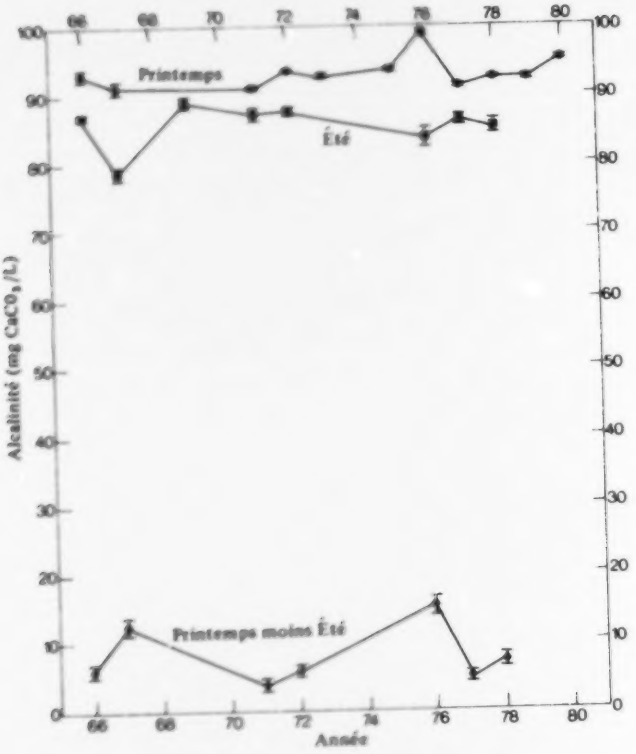


Figure 72. Alcalinité dans les eaux à la surface au large : période de renouvellement des eaux printanières, été (1er août au 15 septembre) et la différence. Les marges d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 %.

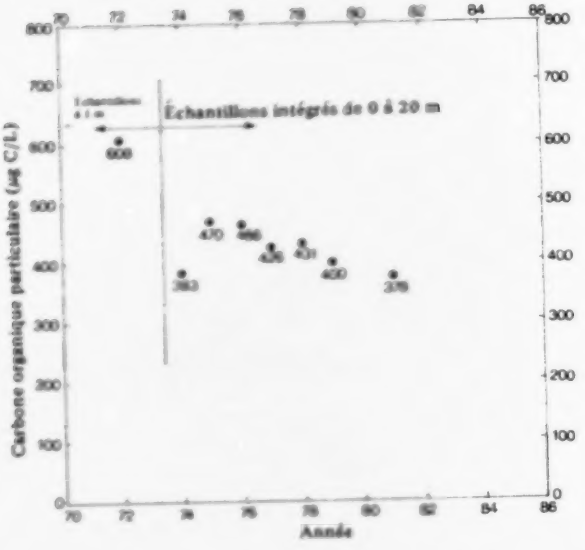


Figure 73. Carbone organique particulaire : valeurs moyennes pour août et septembre dans les eaux près de la surface au large, 1972 à 1981. Données du CCEI.

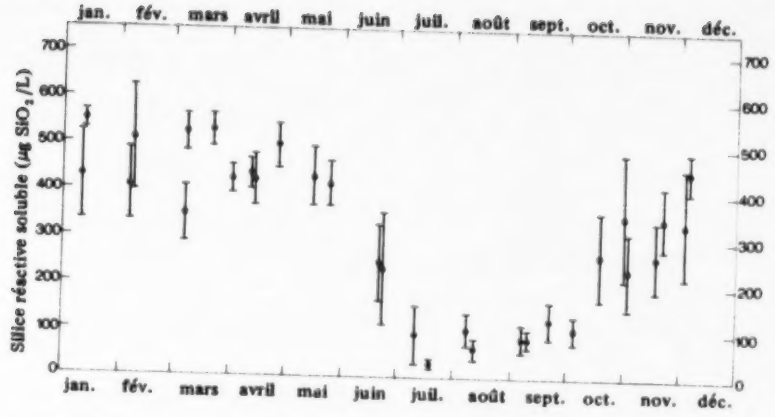


Figure 74. Silice réactive soluble : cycle saisonnier dans les eaux près de la surface au large; valeurs moyennes des missions et un écart-type pour 30 missions, 1969 à 1973. La profondeur, obtenue par sondage, est >100 m; la profondeur des échantillons est < 10 m. Données du CCEI.

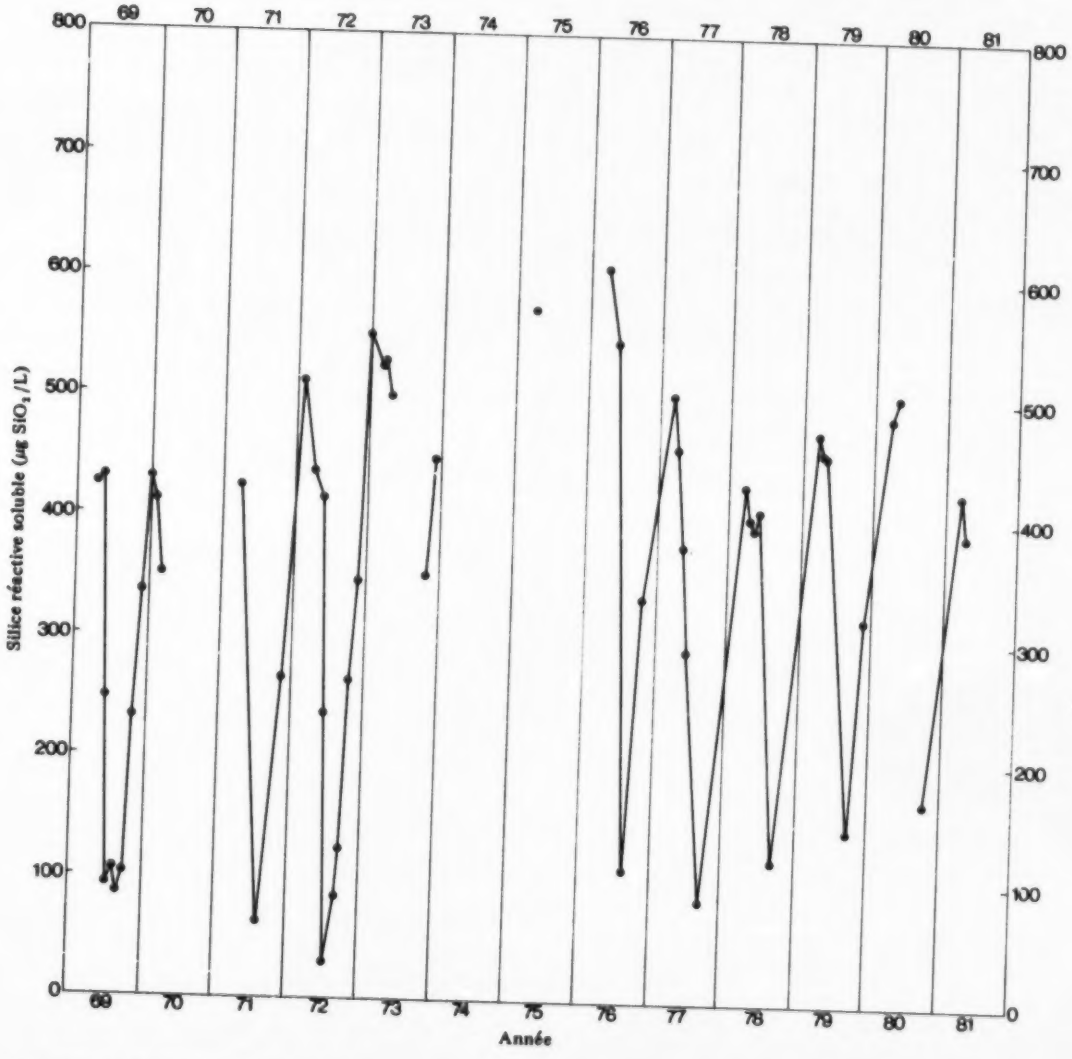


Figure 75. Silice réactive soluble dans les eaux près de la surface au large; valeurs moyennes des missions, 1969 à 1981.

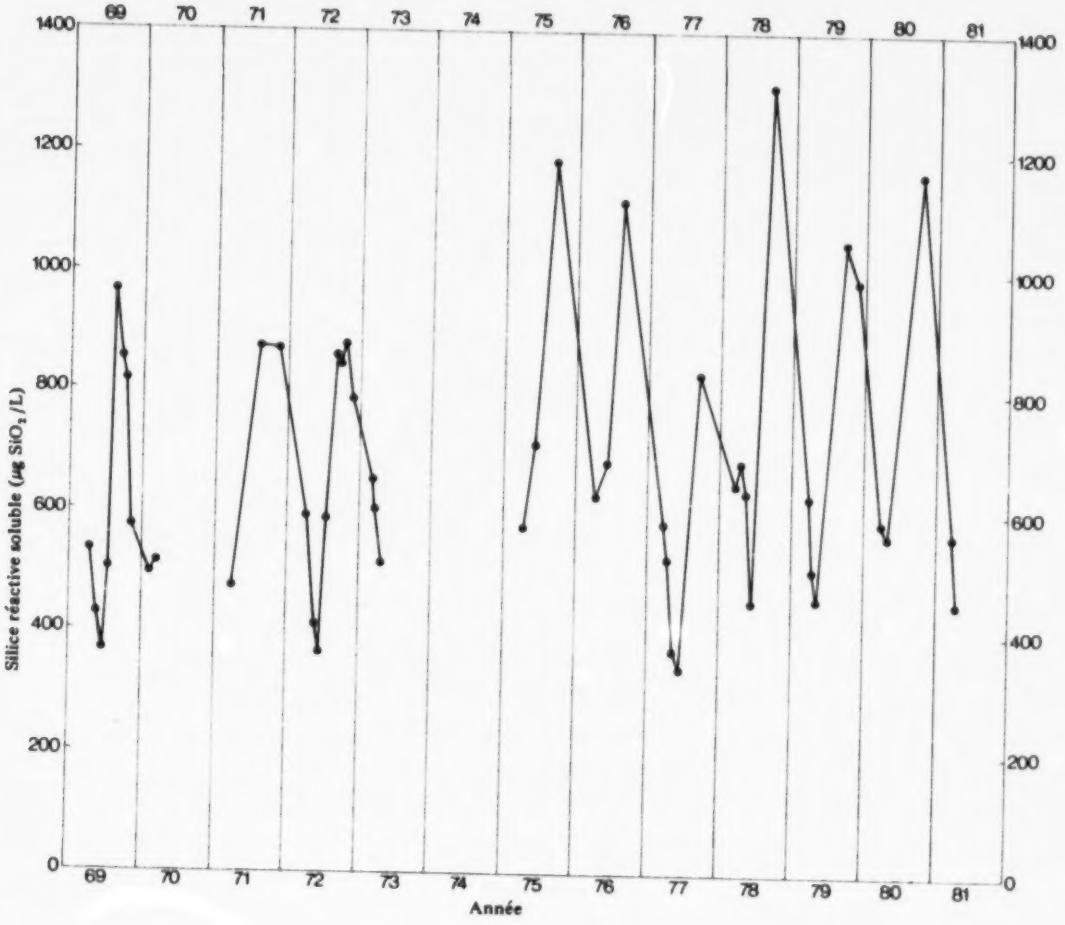


Figure 76. Silice réactive soluble dans les eaux près du fond au large; valeurs moyennes des missions, 1960 à 1981.

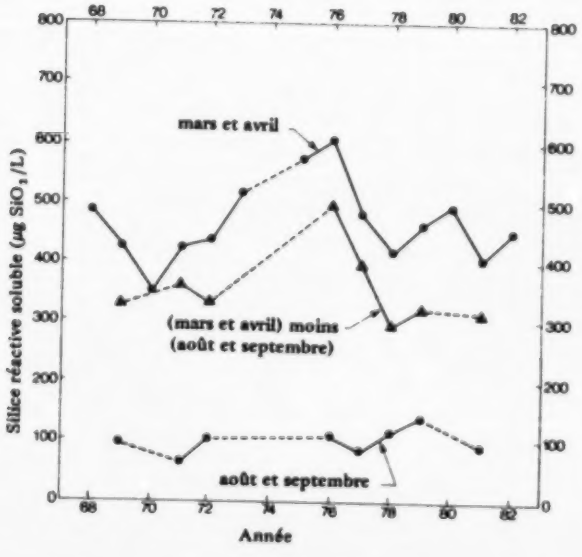


Figure 77. Valeurs moyennes de silice réactive soluble dans les eaux près de la surface au large, 1968 à 1982; valeurs hivernales, valeurs estivales et leur différence. Données du CCEI.

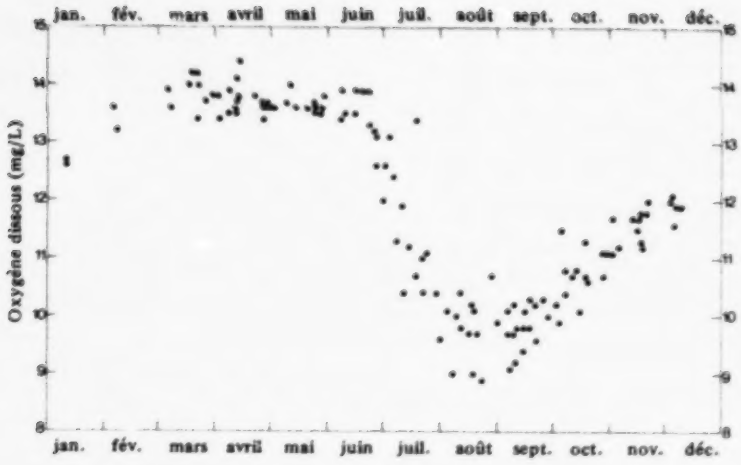


Figure 78. Oxygène dissous (mg/L) dans les eaux près de la surface au large : 124 valeurs moyennes des missions, 1966 à 1981. La profondeur, obtenue par sondage, >100 m; la profondeur des échantillons est ⩽ 10 m. Données du CCEI.

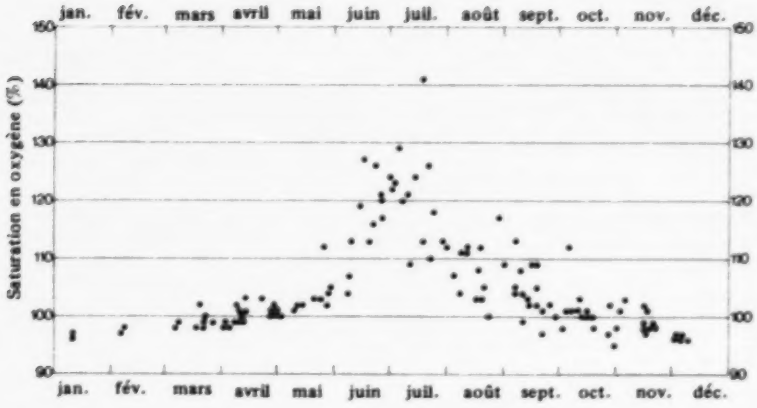


Figure 79. Saturation en oxygène (%) dans les eaux près de la surface au large : 124 valeurs moyennes de missions, 1966 à 1981. La profondeur, obtenue par sondage, est >100 m; la profondeur de l'échantillon est ⩽ 10 m. Données du CCEI.

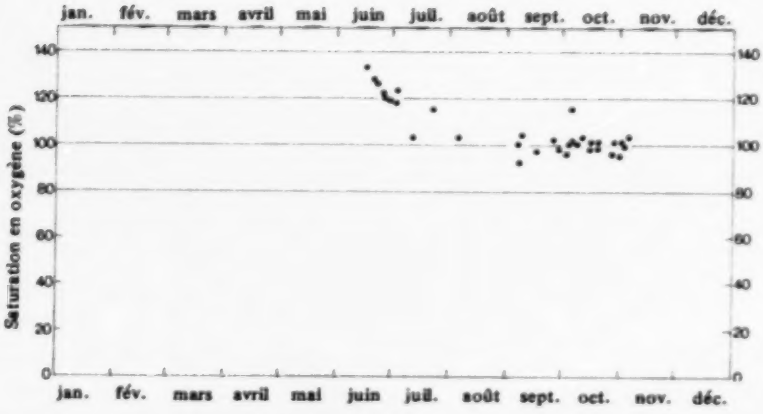


Figure 80. Saturation en oxygène (%) : valeurs moyennes des missions à des stations au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >100 m, pour des échantillons dont les températures varient entre 10 °C et 15 °C et qui sont recueillis lors de 33 missions, 1966 à 1981. Données du CCEI.

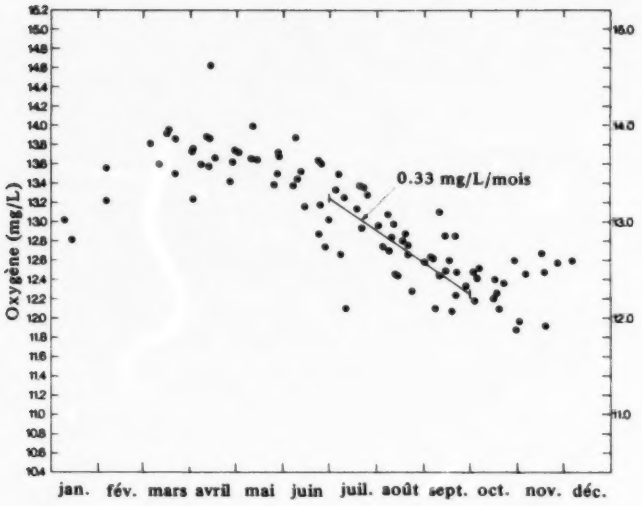


Figure 81. Oxygène dissous (mg/L) : valeurs moyennes pour chacune des missions, tous les ans, 1966 à 1978, pour des échantillons dont la température est $<4.00\,^{\circ}C$ situés à plus de 10 m du fond du lac, au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >50 m.

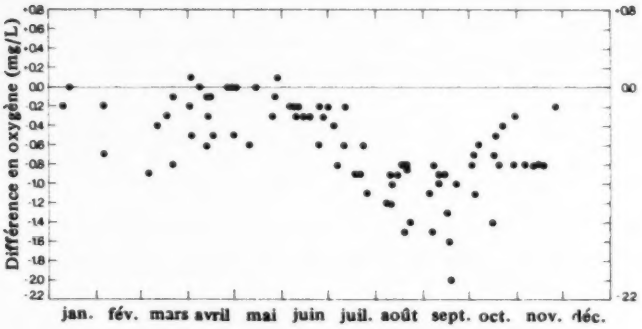


Figure 82. Oxygène dissous (mg/L) : valeurs moyennes d'échantillons près du fond (à moins de 10 m du fond) moins valeurs moyennes d'autres échantillons dont la température est $<4.00\,^{\circ}C$, pour chacune des missions, 1967 à 1978, au large où la profondeur, obtenue par sondage, est >50 m).

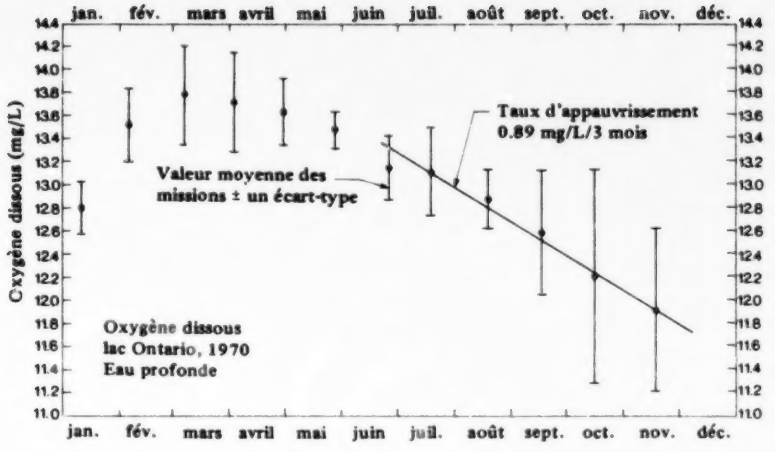


Figure 83. Oxygène dissous (mg/L) en eau profonde (échantillons à plus de 10 m du fond dont la température est <4 °C), 1970. Données de 12 missions de *Martin Karlsen*.

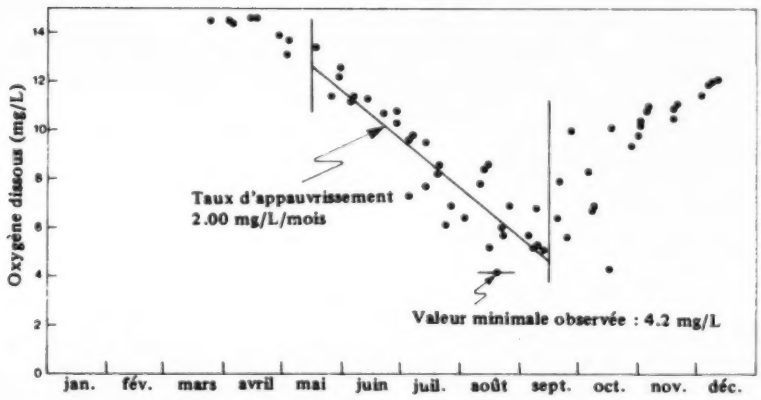


Figure 84. Cycle saisonnier de l'oxygène dissous dans les eaux de fond de la baie Prince-Édouard (lac Ontario), 1966 à 1975. Données du CCEI.

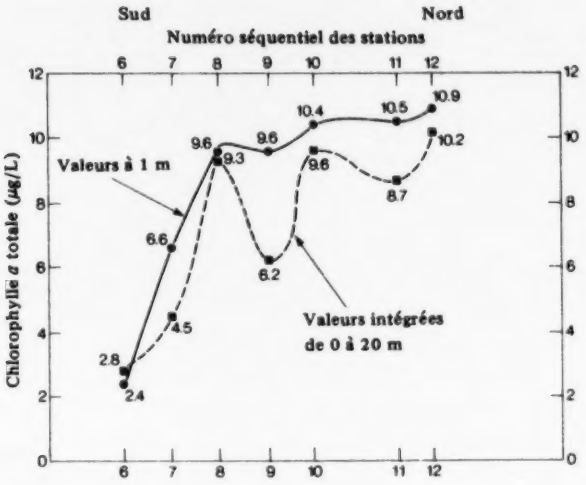


Figure 85. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 20 juin 1972; comparaison au valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

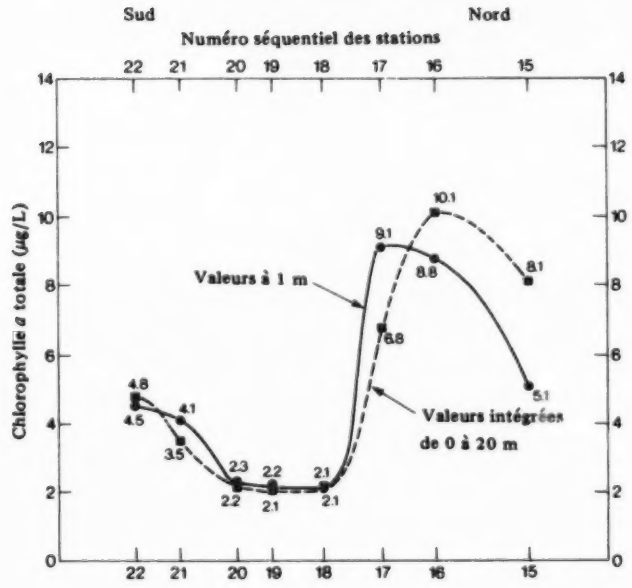


Figure 86. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 20 et 21 juin 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

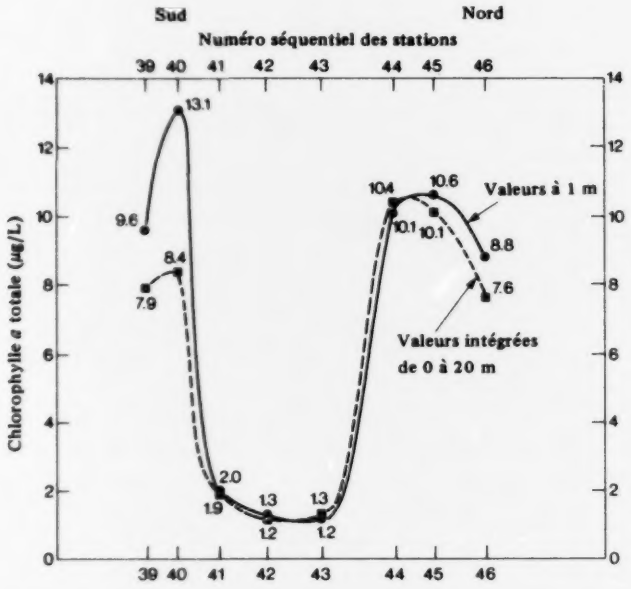


Figure 87. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 22 et 23 juin 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

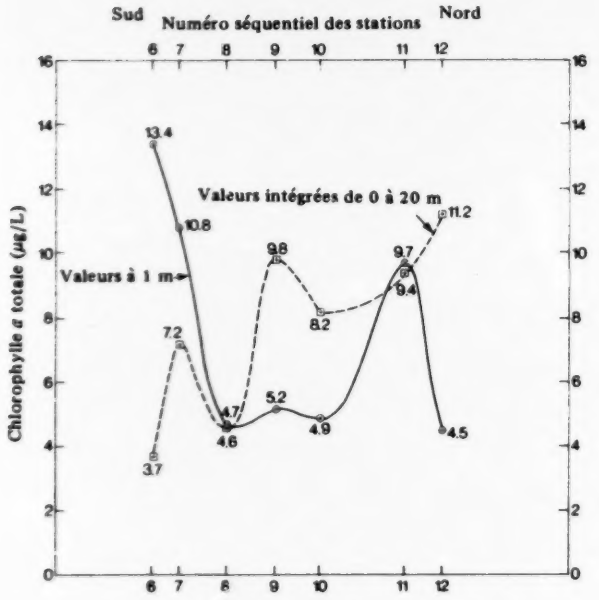


Figure 88. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 18 juillet 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

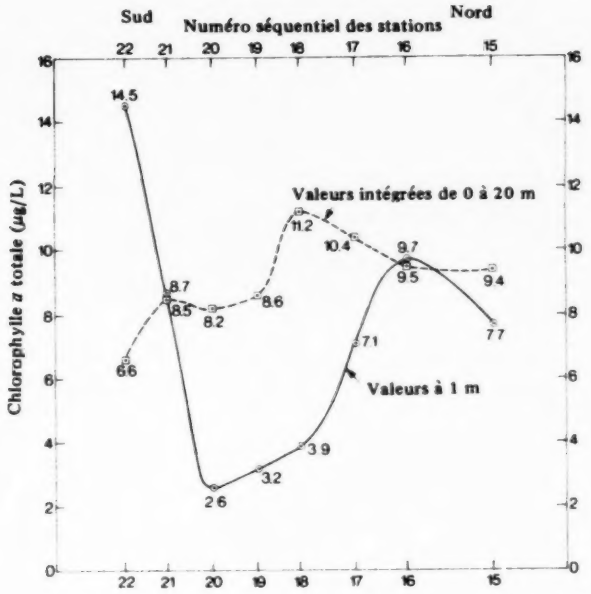


Figure 89. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 18 et 19 juillet 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

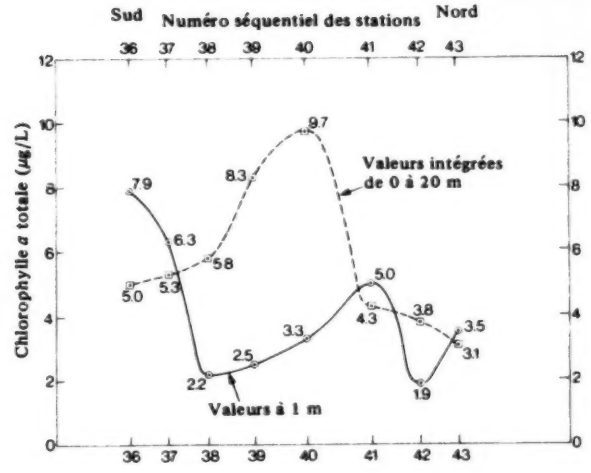


Figure 90. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 20 et 21 juillet 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

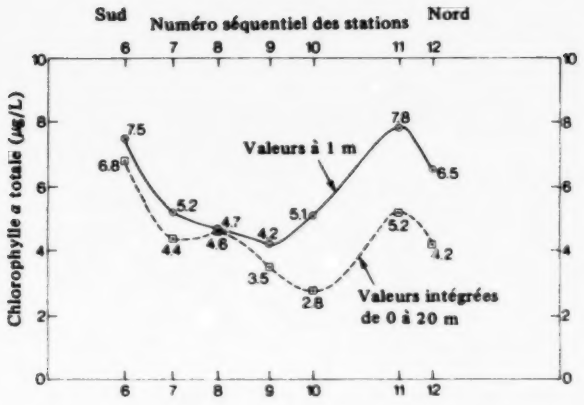


Figure 91. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale A, 6 septembre 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

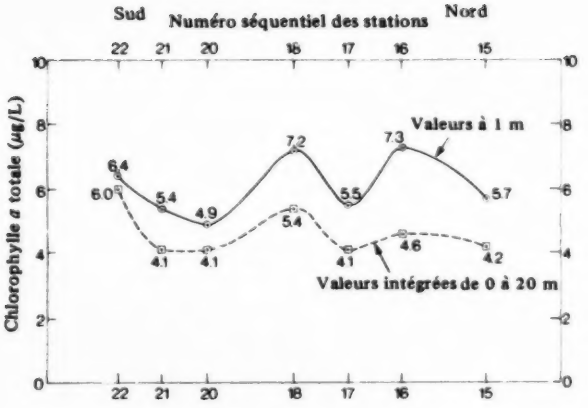


Figure 92. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale B, 6 et 7 septembre 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

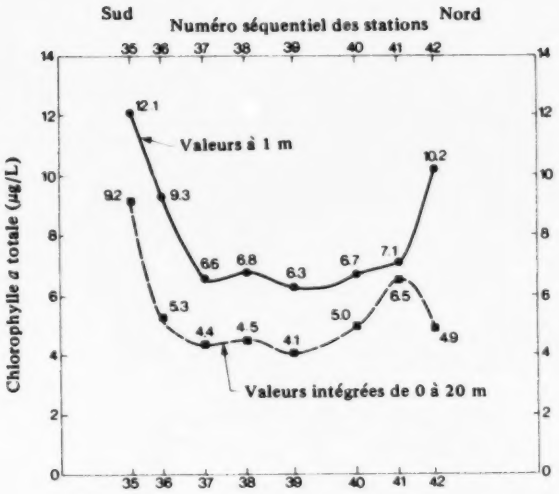


Figure 93. Chlorophylle *a* totale le long de la coupe transversale C, 8 et 9 septembre 1972; comparaison des valeurs à 1 m et des valeurs intégrées de 0 à 20 m. *Martin Karlsen.*

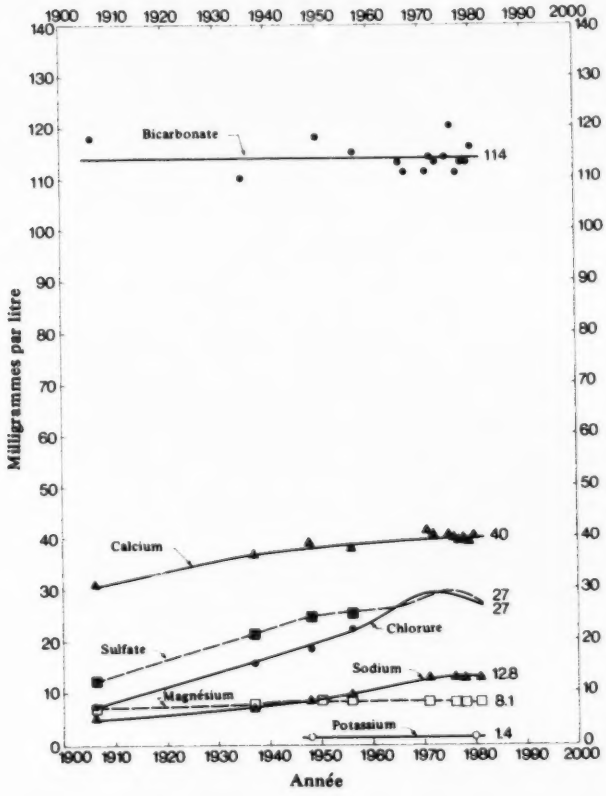


Figure 94. Tendance des concentrations de sept ions principaux, lac Ontario, 1906 à 1981.